

AFWEGINGSKADER RIVIERKREEFTEN

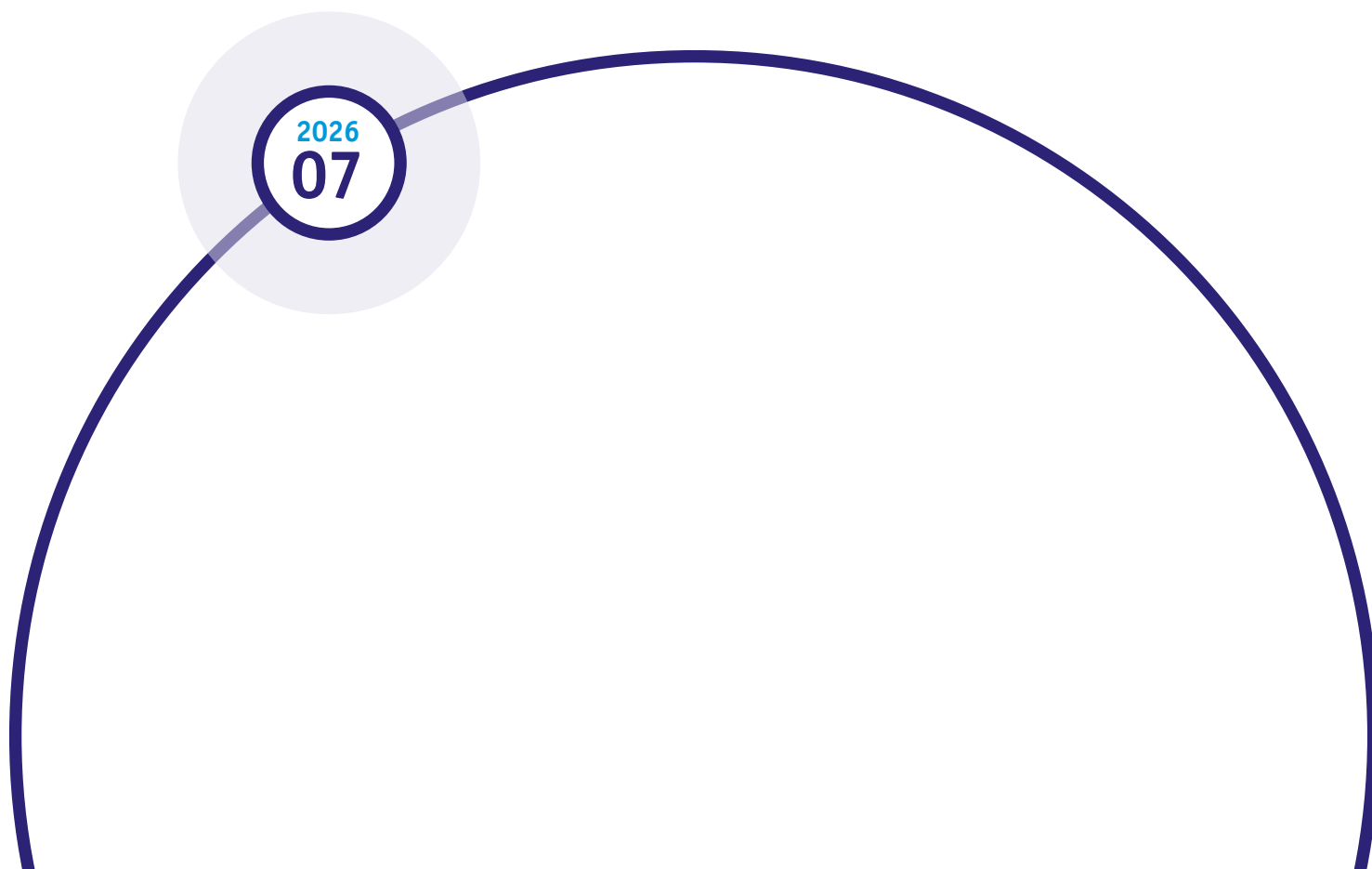
Voor beleidsmatige beslissingen door waterbeheerders en -beleidsmakers: Achtergronddocument

2026
07



AFWEGINGSKADER RIVIERKREEFTEN

Voor beleidsmatige beslissingen door waterbeheerders en -beleidsmakers: Achtergronddocument



Amersfoort, Maart 2026

Uitgave

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer STOWA
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Auteurs

dr. Pim Lemmers^{1,5}, dr. Hein van Kleef^{2,5}, drs.
Bram Koese³, Yannick Janssen⁴

¹Natuurbalans - Limes Divergens BV/ ²Stichting Bargerveen/ ³EIS Kenniscentrum
en andere insecten/ ⁴ATKB/ ⁵Nederlands Expertisecentrum Exoten (NEC-E)

Projectleiding

Pim Lemmers

Met medewerking van

dr. Antonín Kouba, dr. Frédérique Steen, prof. dr. Thomas Klefoth, dr. Lennard Edsman, dr. Japo Jussila,
drs. ing. Ronald Gylstra, dr. Elena Tricarico, Marco Morbidelli MSc, dr. Premek Hamr, dr. Maarten
Schrama, Fabian Helsloot MSc, Christiaan Nijholt MSc, ing. Martijn van der Loo, Eugène Hendriks MSc,
Pui Mee Chan MSc, drs. Bea van Golen, Wim van den Heuvel

Begeleidingscommissie

Michiel Cornelis (Waterschap Brabantse Delta), Collin Duinmeijer (Waterschap Vechtstromen),
Martin Goossens (Hoogheemraadschap van Rijnland), Ronald Hummel (Wetterskip Fryslân), Bert
Knol (Waterschap Vechtstromen), Dolf Moerkens (Unie van Waterschappen), Mark van Kruining
(Unie van Waterschappen), Marjoke Muller (Rijkswaterstaat), Jeroen Ostendorf (Inter provinciaal
Overleg), José Vos (Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur), Peter Wondergem
(Rijkswaterstaat)

In opdracht van

Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur
(contactpersoon: dr. ir. José Vos)

Vormgeving

Shapeshifter, Utrecht

Foto omslag

Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)
(foto: Pim Lemmers)

STOWA

2026-07

ISBN

978.94.6479.129.7

Wijze van citeren

Lemmers, P., H. van Kleef, B. Koese, Y. Janssen (2026) Afwegingskader rivierkreeften. Ten behoeve van
beleidsmatige beslissingen voor waterbeheerders en -beleidsmakers: Achtergronddocument. Versie 1.0.
Stichting Toegepast Onderzoek Water, Amersfoort

Disclaimer

De inhoud van deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de
auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden in de publicatie, of
eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud ervan.

STOWA spant zich in de rechthebbenden van in de uitgave gebruikte afbeeldingen te respecteren
conform het auteursrecht. Indien u desondanks van mening bent dat uw rechten in het geding zijn, dan
verzoeken wij u contact met ons op te nemen.

➞ TEN GELEIDE



Marmorkreeft (*Procambarus virginalis*) (foto: Paul van Hoof)

➤ AFWEGINGSKADER RIVIERKREEFTEN ONDERSTEUNT WATERBEHEERDERS BIJ DE AANPAK VAN RIVIERKREEFT

In Nederland leven steeds meer soorten invasieve uitheemse rivierkreeften. De aanwezigheid van deze invasieve soorten verstoort het ecologisch evenwicht, verslechtert de waterkwaliteit en maakt het moeilijker om de doelen uit de Kaderrichtlijn Water te halen. Toch is het niet eenvoudig om de hoeveelheid rivierkreeften onder controle te krijgen. Het afwegingskader rivierkreeften ondersteunt waterbeheerders bij de keuze of en zo ja welke maatregelen geschikt zijn voor de aanpak van rivierkreeften.

Bij hoge dichtheden kan een aantal soorten uitheemse rivierkreeften een impact hebben op het functioneren van het oppervlaktewatersysteem. Er bestaan watersystemen waarbij het ecosysteem geheel is omgeslagen van helder en soortenrijk, naar troebel en soortenarm vanwege de aanwezigheid van uitheemse rivierkreeften. Daarnaast kunnen rivierkreeften zorgen voor de afname of lokaal zelfs verdwijnen van inheemse soorten. Waterbeheerders hebben behoefte aan kennis over geschikte maatregelen. Het afwegingskader biedt waterbeheerders een helder en onderbouwd overzicht van maatregelen tegen rivierkreeften in specifieke watertypen. Het omvat maatregelen om populaties invasieve uitheemse rivierkreeften te bestrijden, beheersen en indammen, op basis van geschiktheid en kosten van de maatregelen.

Het rapport is uitgewerkt met de bestaande kennis. Om tot een werkbaar afwegingskader te komen zijn voor de verschillende, in Nederland aanwezige watertypen, alle KRW-typen geaggregeerd tot 13 meer generieke watertypen. Per soort rivierkreeft is een separaat afwegingskader opgesteld, met de inschatting over: gevoeligheid van het watertype voor rivierkreeft, effecten voor de biodiversiteit, socio-economische effecten en inschattingen of maatregelen geschikt zijn voor bestaande populaties en voor preventie.

In dit rapport staat de verbetering van de waterkwaliteit en de versterking van de ecosysteemweerbaarheid centraal. Met het afwegingskader kunnen waterbeheerders afwegen en prioriteren welke maatregelen kansrijk in een waterlichaam zijn, en wat de voor- en nadelen van iedere maatregel zijn. Daarvoor is ook een beslisboom uitgewerkt om tot de meest geschikte maatregel te komen voor een bepaald waterlichaam. De grootste kans voor structurele verbetering ligt vermoedelijk in het toepassen van een samenhangend pakket aan maatregelen.

De ontwikkeling van kennis over (combinaties van) maatregelen voor de rivierkreeftenaanpak blijft urgent om te kunnen blijven inspelen op de toenemende problematiek. Dit rapport is opgesteld door een consortium van onderzoekers van Natuurbalans – Limes Divergens, Stichting Bargerveen, EIS Kenniscentrum en andere insecten, ATKB en het Nederlands Expertisecentrum Exoten. Met waardevolle samenwerking met het Ministerie van LVVN en de begeleidingscommissie met vertegenwoordigers van waterschappen, provincies en Rijkswaterstaat.

Mark van der Werf
Directeur STOWA

➤ SAMENVATTING



Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) (foto: Paul van Hoof)

ACHTERGROND

De aantallen en verspreiding van invasieve uitheemse rivierkreeften in Nederland zijn in de afgelopen decennia sterk toegenomen. Zes soorten rivierkreeften zorgen in Nederland voor overlast, of dit wordt verwacht: rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*), gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*P. acutus*), marmerkreeft (*P. virginalis*), Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*), geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*) en calicotrivierkreeft (*F. immunis*). Bij hoge dichtheden kunnen deze soorten een impact hebben op het functioneren van oppervlaktewateren. Via ecosysteemveranderende effecten, maar ook direct via predatie, kunnen rivierkreeften zorgen voor de afname of lokaal zelfs verdwijnen van inheemse soorten. Er bestaan watersystemen die geheel zijn omgeslagen van helder, vegetatie- en soortenrijk, naar troebel, vegetatie- en soortenarm, of zelfs vegetatieloos. Graafactiviteiten veroorzaken mechanische schade aan oevers van wateren en dat leidt tot meer baggeraanwas in watergangen. Daarnaast kunnen rivierkreeften door het reduceren van waterplanten bijdragen aan een toename van broeikasgassenemissie. Rivierkreeften zijn een extra drukfactor voor aquatische ecosystemen, met als gevolg dat ongewenste ecologische effecten en waterveiligheidsrisico's toenemen, en vergroting van het risico dat de gestelde doelen van de Europese Habitatrichtlijn en Kader Richtlijn Water (KRW) niet worden gehaald. De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*F. limosus*) en Turkse rivierkreeft (*Pontastacus leptodactylus*) komen in Nederland voor maar worden in dit afwegingskader niet behandeld omdat ze niet worden geassocieerd met de voorgenoemde problematiek.

DOEL

Gelet op de huidige problematiek bestaat er behoefte aan handvatten waarmee beleidsmatige keuzes ten aanzien van het beperken of voorkomen van rivierkreeftenoverlast eenduidig kunnen worden afgewogen. Het doel was dan ook het ontwikkelen van een helder en onderbouwd afwegingskader dat (water)beheerders ondersteunt bij het bepalen of, en zo ja welke, maatregelen tegen rivierkreeften in specifieke watertypen effectief en haalbaar zijn. Het afwegingskader omvat maatregelen voor het bestrijden, beheersen

en indammen van populaties invasieve uitheemse rivierkreeften inclusief informatie over effectiviteit en kosten van de maatregelen. Het afwegingskader maakt onderscheid in 13 verschillende geaggregeerde watertypen, zes soorten invasieve rivierkreeften, en is afgestemd op de huidige en verwachte toekomstige mate van invasie. De doelgroep van het afwegingskader zijn waterbeheerders (gemeenten, waterschappen en Rijkswaterstaat) die overlast van rivierkreeften ervaren. Daarnaast is het ook bruikbaar voor terreinbeherende organisaties (Natuurmonumenten, Landschappen, Staatsbosbeheer en VBNE) en particulieren. Onder de doelgroep vallen ook de twaalf provincies die verantwoordelijk zijn voor het motiveren van het doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn, alsook het KRW-doelbereik, inclusief de uitzonderingsgronden. Voor het laatstgenoemde kan het afwegingskader ook worden gebruikt. Het Rijk (Ministerie van LVVN) is verantwoordelijk voor het nemen van maatregelen tegen de uitheemse rivierkreeften.

METHODE

Voor iedere soort rivierkreeft is een inschatting gemaakt van de verwachte uitbreiding en effecten in Nederland op basis van de data uit de Nationale Databank Flora en Fauna. Dit is gedaan op gemeenteniveau, want gemeenten bestrijken samen al het oppervlak in Nederland. In Hoofdstuk 3 zijn de inschattingen gepresenteerd.

Een kennisactualisatie met betrekking tot maatregelen voor het beheersen¹, eliminatie² en indammen³ van populaties rivierkreeften is uitgevoerd door middel van literatuurstudie en gesprekken met nationale en internationale experts.

1 Beheersing: het treffen van maatregelen met als doel het onder controle houden van een populatie, qua dichtheid of geografische spreiding.

2 Eliminatie: het treffen van maatregelen die eliminatie van een gehele rivierkreeftenpopulatie als doel hebben.

3 Indamming: het treffen van preventieve maatregelen met als doel om de populatieomvang en/of geografische verspreiding proactief te beperken of onder controle te houden, waardoor introducties en vestiging op nieuwe locaties wordt voorkomen.

In Hoofdstuk 4 is alle informatie omtrent de maatregelen uiteengezet. Hierbij zijn voor- en nadelen benoemd, informatie over kosten en randvoorwaarden. De maatregelen omvatten: Rivierkreeftenvangst (regulier met kreeftenkorven/fuiken, en mechanisch, §4.2.1), Fysieke barrières (land- en waterbarrières §4.2.2), Stimuleren van droogval (droogpompen, dempen, verondiepen, §4.2.3), Verhoging van de ecosysteemweerstand (predatie, robuuste waterplanten, verbeteren waterkwaliteit, maaibeheer, aanpassen watermorphologie, §4.2.4), Chemische bestrijding (ongebliste kalk, biociden, §4.2.5), Feromonen (§4.2.6), Introductie van ziekten (§4.2.7), Combinaties van maatregelen (§4.2.8), Niets doen en wachten op een natuurlijk evenwicht (§4.2.9).

Het afwegingskader is uitgewerkt op basis van bestaande kennis. Om tot een werkbaar afwegingskader voor de verschillende, in Nederland aanwezige watertypen te komen, zijn alle KRW-typen geaggregeerd tot 13 meer generieke watertypen. Deze aggregatie is uitgevoerd op basis van relevante abiotische en biotische eigenschappen die gerelateerd zijn aan de veronderstelde gevoeligheid van wateren voor rivierkreeften om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken.

Per soort rivierkreeft is een separaat afwegingskader opgesteld als Excelbestand. Elk van de 13 geaggregeerde watertypen heeft een separaat tabblad met inschattingen over: gevoeligheid van het watertype voor rivierkreeft om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken in drie categorieën (Invasiegevoelig, Vestigingsgevoelig, Niet gevoelig), de belangrijkste effecten voor biodiversiteit, de belangrijkste socio-economische effecten en inschattingen van de effectiviteit van maatregelen in drie categorieën (ongeschikt, potentieel geschikt, geschikt) voor bestaande populaties én voor preventie.

RESULTATEN

Het afwegingskader geeft niet aan in welke wateren maatregelen getroffen dienen te worden; dit is een keuze die de waterbeheerder eerst zelf dient te maken. Deze prioritering kan bijvoorbeeld worden gedaan op basis van hoge

lokale biodiversiteitswaarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins (bijv. cultuurhistorie of aanwezige veroorzaakte schade). Zodra de prioritering is gedaan, kan door middel van het afwegingskader worden bepaald wat wel of geen kansrijke maatregelen zijn in een bepaald watertype. Hiervoor is het onderstaande stappenschema uitgewerkt. Let op dat combinaties van maatregelen ook mogelijk zijn, ondanks dat deze in het afwegingskader separaat zijn uitgewerkt. De grootste kansen voor structurele verbetering liggen echter vermoedelijk in het toepassen van samenhangende pakketten van maatregelen.

De effectiviteit van dergelijke combinaties is op dit moment moeilijk vast te stellen, omdat de werking en onderlinge versterking van maatregelen sterk afhankelijk zijn van lokale omstandigheden, systeemkenmerken en de aanwezige rivierkreeftensoorten.

Iedere maatregel kent bepaalde randvoorwaarden (soms specifiek voor een bepaald watertype), deze zijn in Hoofdstuk 5 overzichtelijk samengevat. In dit hoofdstuk is ook informatie samengevat over relevante wetgeving, invasiegevoeligheid van de 13 watertypen voor de zes soorten rivierkreeften, geschiktheid van maatregelen in de 13 watertypen en de kostenindicatie van de maatregelen.

CONCLUSIE

Dit achtergronddocument onderbouwt het eerste afwegingskader voor invasieve uitheemse rivierkreeften en biedt (water)beheerders een hulpmiddel om, op basis van de huidige kennis (najaar 2025), per soort en watertype kansrijke handelingsperspectieven te identificeren. Het rapport maakt duidelijk dat een ultieme oplossing voor de rivierkreeftenproblematiek ontbreekt en dat volledige eliminatie buiten kleine, geïsoleerde wateren niet realistisch is. Het massaal eten van rivierkreeften door de bevolking is een onhaalbare oplossing, maar vormt wel een hardnekkig en discussieverlammend gerucht. Dat komt hoofdzakelijk doordat de kosten van het wegvangen niet kunnen worden gedekt door de afzetmarkt.

Beheer van rivierkreeften zal zich moeten richten op duurzame onderdrukking en beperking van negatieve effecten, waarbij verbetering van de waterkwaliteit en versterking van ecosysteemweerbaarheid centraal staan, aangevuld met actief wegvangen en preventieve maatregelen. Veel maatregelen zijn contextafhankelijk en diverse maatregelen zijn nog in ontwikkeling. Het afwegingskader ondersteunt daarmee gefundeerde besluitvorming na prioritering van wateren.

Voortgaande kennisontwikkeling over effectievere rivierkreeftenvangst en de ecosysteemaanpak en combinaties hiertussen zijn nodig om te kunnen blijven inspelen op een toenemende rivierkreeftenproblematiek. Het is van belang om het afwegingskader te blijven actualiseren met de nieuw ontwikkelde kennis uit binnen- en buitenland, hierbij wordt gedacht aan een frequentie van ongeveer twee jaar. Een proactiever beleid tegen nieuwe soorten, potentieel invasieve rivierkreeften wordt aanbevolen, alsmede een beperking van de handel in levende rivierkreeften.

STAPPENSHEMA AFWEGINGSKADER

STAP 1: Om welke soort rivierkreeft gaat het?

De eerste stap om te bepalen om welke soort rivierkreeft het gaat.

- I. In de praktijk worden nog wel eens fouten gemaakt met de determinatie van rivierkreeften, daarom kan het verstandig zijn om de determinatie door een derde partij (met kennis) te laten controleren.
- II. Het kan ook gaan om een soort die nog niet aanwezig is, maar wordt verwacht en waarna preventieve maatregelen van toepassing kunnen zijn. Om richting te geven aan de inschatting of de rivierkreeft kan worden verwacht zijn in Hoofdstuk 3 kaarten per soort opgenomen van de huidige (acuu) bedreigde en niet bedreigde gemeenten.
 - a. Het is altijd mogelijk dat een rivierkreeft ver buiten de bekende verspreiding wordt waargenomen, als een gevolg van uitzettingen door mensen.
 - b. Voor de grensregio's is het raadzaam om ook te kijken naar verspreidingen van rivierkreeften over de grens. Voor Vlaanderen is hiervoor het project Craywatch van het INBO erg geschikt (Craywatch 2026). Voor de overige grensregio's kunnen de platforms World of Crayfish (Ion *et al.* 2024), iNaturalist en Observado worden geraadpleegd.
- III. Bij vaststellen van het voorkomen van een bepaalde soort kan het raadzaam zijn om een inventarisatie uit te voeren om zicht te krijgen op de lokale populatiedichtheid en -omvang.

STAP 2: Om welk watertype gaat het?

Vervolgens dient duidelijk te worden om welke van de 13 watertypen het gaat (zie tabel 2.1, en deze is opgenomen in iedere Toelichting-tabblad van het Excelbestand). Een belangrijk aspect hierbij is of het een aaneengesloten water betreft of geïsoleerd water, en een klein of groot water. Voor geïsoleerde wateren, en met name kleinere wateren zijn meer geschikte maatregelen voorhanden dan voor grote, aaneengesloten wateren.

- I. Tabel 2.1 bevat een uitleg van alle watertypen. Ook wateren die geen KRW-

typering hebben, kunnen op basis van hun eigenschappen worden toegekend aan één van de 13 watertypen. Kijk hiervoor in de kolom: “Relevante (a)biotische parameters/eigenschappen gerelateerd aan gevoeligheid rivierkreeften” en bepaal onder welk watertype het betreffende water het best past.

- II. In paragraaf 5.2 is uiteengezet welke wetgeving van toepassing kan zijn en welke partijen verantwoordelijk (kunnen) zijn in het betreffende watertype.
- III. In paragraaf 5.3 is overzichtelijk weergegeven welke watertypen het meest of minst gevoelig zijn voor soorten om zich te vestigen en al dan geen problemen te veroorzaken.
- IV. Bij verschillende watertypen in één watersysteem kan het een overweging zijn om het meest gevoelige watertype als (conservatief) uitgangspunt te nemen in dit stappenschema.

STAP 3: Wat is de gevoeligheid van het watertype voor de soort?

De gevoeligheid van het watertype voor de betreffende soort rivierkreeft bepaalt of (zeer) hoge dichtheden te verwachten zijn, en daarmee of er een urgentie bestaat om maatregelen te treffen.

- I. Wanneer het watertype als Niet gevoelig wordt verondersteld, dan is het niet urgent om maatregelen te treffen. Monitoring kan wel belangrijk zijn om te bepalen of er veranderingen in populatiedichtheden optreden die aanleiding geven om toch maatregelen te treffen (en het afwegingskader bij te stellen).
- II. Bij watertypen die als Vestigingsgevoelig worden beschouwd kan het raadzaam zijn om maatregelen te treffen. Overwegingen om maatregelen wel te treffen zijn een mogelijke impact op natuurdoelen, beschermde of prioritaire soorten en habitattypen.
- III. Bij watertypen die als Invasiegevoelig worden beschouwd kan het raadzaam zijn om maatregelen te treffen. Naast voorgenoemde overwegingen die aan natuur zijn gerelateerd, speelt bij de Invasiegevoelige wateren ook socio-economische impact vanwege de zeer hoge rivierkreeftendichtheden die aannemelijk zijn. Denk bij deze categorie aan verzakkingen en afkalving van oevers, schade aan infrastructuur of bedreigingen voor de waterveiligheid.

STAP 4: Bestaan er vanuit een te verwachten impact overwegingen om maatregelen te treffen?

- I. Heeft het water hoge biodiversiteitswaarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins?
- II. Is een socio-economische impact te verwachten?
- III. Zijn er andere redenen om het water als prioritair aan te duiden (bijv. cultuurhistorie of aanwezige veroorzaakte schade)?
- IV. Indien van geen van het bovenstaande sprake is, dan is het waarschijnlijk geen prioritair water en is het raadzaam om beschikbare middelen tegen rivierkreeften aan meer prioritaire gebieden te besteden.
 - a. Het kan overwegenswaardig zijn om de ontwikkeling van de rivierkreeftpopulatie wel te monitoren.

STAP 5: Welke maatregelen zijn geschikt?

Uiteindelijk kan worden afgeleid welke maatregelen in het betreffende watertype tegen de betreffende soort geschikt, of mogelijk geschikt zijn. Let op dat maatregelen doorgaans kunnen worden gecombineerd.

- I. Tabel 5.1 toont de randvoorwaarden per watertype en type maatregel.
- II. In tabel 5.1 is weergegeven welke maatregelen in welke watertypen uitvoerbaar zijn.
- III. Aanvullend kan een kostenoverweging van bepaalde maatregelen (in combinatie) meespelen om ze al dan niet te treffen. Tabel 5.4 geeft een overzicht van de kosten die met de verschillende maatregelen zijn gemoeid.
- IV. Indien gekozen wordt om geen maatregelen te treffen kan het overwegenswaardig zijn om de ontwikkeling van de rivierkreeftpopulatie te monitoren.

➤ INHOUD

Ten Geleide	4
Samenvatting	6

HOOFDSTUK 1	INLEIDING	13
1.1	Rivierkreeftenproblematiek	14
1.2	Doel	15
1.3	Leeswijzer	16

HOOFDSTUK 2	GEHANTEERDE METHODIEK	17
2.1	Problematiek en verwachte areaalvergroting van soorten	18
2.2	Maatregelen uitwerken en vergelijken	19
2.2.1	Literatuurstudie	19
2.2.2	Raadplegen (inter)nationaal netwerk	20
2.3	Aggregatie van KRW-watertypen	20
2.4	Totstandkoming Afwegingskader	20
2.5	Definities van relevante begrippen	23

HOOFDSTUK 3	PROBLEMATIEK EN VERWACHTE AREAALVERGROTING VAN SOORTEN	25
3.1	Keuzeverantwoording soorten rivierkreeften	26
3.2	Beschouwing per soort	26
3.2.1	Rode Amerikaanse rivierkreeft <i>Procambarus clarkii</i>	27
3.2.2	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft <i>Procambarus acutus</i>	30
3.2.3	Marmerkreeft <i>Procambarus virginialis</i>	32
3.2.4	Californische rivierkreeft <i>Pacifastacus leniusculus</i>	34
3.2.5	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft <i>Faxonius virilis</i>	37
3.2.6	Calicotrivierkreeft <i>Faxonius immunis</i>	39

HOOFDSTUK 4	MOGELIJKHEDEN VOOR BEHEERSING, ELIMINATIE, INDAMMING	42
4.1	Acceptabele (drempelwaarde dichtheid	43

➤ INHOUD

4.2	Mogelijke maatregelen	44			
4.2.1	Rivierkreeftenvangst	44			
4.2.2	Fysieke barrières	51			
4.2.3	Stimuleren van droogval	55			
4.2.4	Verhoging van de ecosysteemweerbaarheid	56			
4.2.5	Chemische bestrijding	63			
4.2.6	Feromonen	67			
4.2.7	Introductie van ziekten	67			
4.2.8	Combinaties van maatregelen	67			
4.2.9	Niets doen en wachten op een natuurlijk evenwicht	68			
HOOFDSTUK 5	AFWEGINGSKADER RIVIERKREEFTEN	70			
5.1	Beslisboom en de te doorlopen stappen	71			
5.2	Relevante wet- en regelgeving	75			
5.3	Overzichten van invasiegevoeligheid en kosten per watertype	75			
5.3.1	Invasiegevoeligheid	75			
5.3.2	Kosten	78			
HOOFDSTUK 6	SYNTHESE, KENNISHIATEN EN AANBEVELINGEN	88			
6.1	Synthese	89			
6.2	Belangrijke kennishiaten en aanbevelingen	91			
6.2.1	Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	91			
6.2.2	Aanbevelingen voor maatregelen vanuit landelijk of Europees beleid	92			
HOOFDSTUK 7	LITERATUUR	94			
BIJLAGEN	Bijlage 1	108			
	Kaart van gemeenten en bijbehorende nummers				
	Bijlage 2	109			
	Aantal waarnemingen (2014-2024) per gemeente				
	Bijlage 3	116			
	Vestigingsstatus per gemeente				
	Bijlage 4	123			
	Gespreksverslagen externe deskundigen				
	STOWA in het kort	130			

⇒ HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1

1.1 RIVIERKREEFTENPROBLEMATIEK

Het aantal waarnemingen en dichtheden van uitheemse rivierkreeften in Nederland is in de afgelopen decennia sterk toegenomen (Koese 2021). Nederland telt populaties van zeven soorten uitheemse rivierkreeften: gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius limosus*), geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*F. virilis*), Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*), Turkse rivierkreeft (*Pontastacus leptodactylus*), gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*), rode Amerikaanse rivierkreeft (*P. clarkii*), marmerkreeft (*P. virginalis*). De calicotrivierkreeft (*F. immunis*) is in 2025 voor het eerst in Nederland waargenomen, mogelijk is er sprake van een vormende populatie (Lemmers *et al.* ingediend).

Met name van de rode Amerikaanse rivierkreeft, geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en gestreepte Amerikaanse rivierkreeft zijn de ongewenste ecologische en socio-economische effecten zeer sterk (Lemmers *et al.* 2021a; Hoofdstuk 3). Van de calicotrivierkreeft en marmerkreeft is het waarschijnlijk dat de met deze soorten gepaarde problematiek zich in de toekomst manifesteert. De Californische rivierkreeft kan onder specifieke omstandigheden ook voor ongewenste effecten zorgen.

Een toenemende verspreiding met toenemende dichtheden van rivierkreeften ligt in de lijn der verwachting, gezien de legale en illegale handel in levende dieren, alsmede het feit dat de meeste rivierkreeften zowel via water als over land kunnen migreren (Koese & Soes 2011; Lemmers *et al.* 2020a; Hoofdstuk 3).

Rivierkreeften van Noord-Amerikaanse afkomst kunnen resistente drager zijn van de kreeftenpest (*Aphanomyces astaci*), een schimmel die heeft bijgedragen aan de achteruitgang van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*), de enige inheemse rivierkreeft in Nederland (Geelen 1978; Koese & Soes 2011; Tilmans *et al.* 2014). Bij hoge dichtheden kunnen sommige soorten uitheemse rivierkreeften een aanzienlijke impact hebben op het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren (Jackson *et al.* 2014; Roessink *et al.* 2017; Galib *et al.* 2022a).

Via ecosysteemveranderende effecten, maar ook direct via predatie, kunnen rivierkreeften impact op biodiversiteit veroorzaken met als gevolg dat inheemse soorten afnemen of lokaal zelfs verdwijnen (Ilhéu *et al.* 2005; Van der Wal *et al.* 2013; Van Veenhuisen *et al.* 2026). Hoofdstuk 3 gaat verder in op de impact per soort rivierkreeft.

Graafactiviteiten veroorzaken aanzienlijke mechanische schade aan oevers van wateren en dat leidt tot meer baggeraanwas in watergangen (Koese *et al.* 2011; Koese & Vos 2013; Faller *et al.* 2016; Gylstra *et al.* 2016). Zowel de mannetjes als de vrouwtjes graven (Haubrock *et al.* 2019). Daarnaast kunnen rivierkreeften door het reduceren van waterplanten sterk bijdragen aan een toename van broeikasgassenemissie (Cabrera-Lamanna *et al.* 2025). Ongewenste effecten van sommige soorten rivierkreeften zijn groter dan die van anderen en ook voor verschillende watertypen zijn de te verwachten effecten uiteenlopend, en is de omvang ervan verschillend (Lemmers *et al.* 2021a).

Aquatische ecosystemen staan in Nederland al decennialang sterk onder druk door menselijke activiteiten zoals eutrofiëring, gewasbeschermingsmiddelen, ruimtelijke aanpassing en klimaatverandering (Van Geest *et al.* 2025). Rivierkreeften zijn een aanzienlijke extra drukfactor voor aquatische ecosystemen, met als gevolg dat ongewenste ecologische effecten en waterveiligheidsrisico's toenemen, en vergroting van het risico dat de gestelde doelen van de Europese Habitatrichtlijn en Kader Richtlijn Water (KRW) niet worden gehaald (Lemmers *et al.* 2018).

Veel bekende voorbeelden van door rivierkreeften veroorzaakte ongewenste effecten op ecosysteemniveau zijn afkomstig van het laagveen- en veenweidegebied (Van Dobben *et al.* 2017; Van Kleef *et al.* 2022). Hier bestaan watersystemen die geheel zijn omgeslagen van helder en vegetatierijk, naar tegenwoordig troebel en vegetatie-arm, of zelfs vegetatieloos. Sommige watersystemen zijn omgeslagen van een overwegend inheemse, naar een overwegend uitheemse, submerse vegetatie (Bleile *et al.* 2024). Ook in het

rivierengebied en op de zandgronden kampen natuurbeschermers en waterbeheerders met diverse problemen als gevolg van hoge dichtheden aan rivierkreeften (Lemmers *et al.* 2018, 2024; Van Veenhuisen *et al.* 2024). Het herstel van aquatische ecosystemen wordt bovendien door de aanwezigheid van rivierkreeften belemmerd (Van der Wal *et al.* 2013). Nederland is een zeer waterrijk land en nog niet alle wateren zijn gekoloniseerd.

Naast de bestaande problematiek is verdere uitbreiding en verspreiding van de schadelijke soorten daarom ook nog te verwachten (Roessink *et al.* 2024a; Hoofdstuk 3). Dit gegeven maakt dat er bij beleidsmakers en natuur- en waterbeheerders veel behoefte is aan een afwegingskader met heldere leidraad waarin is uitgewerkt welke maatregelen effectief zijn tegen bepaalde soorten invasieve uitheemse rivierkreeften en in specifieke watertypen.

FIGUUR 1.1

Vooraanzicht van een rode Amerikaanse rivierkreeft (Procambarus clarkii). Deze invasieve rivierkreeft van Noord-Amerikaanse afkomst wordt in Nederland het meest geassocieerd met ongewenste effecten (foto: Paul van Hoof).



1.2 DOEL

Gelet op de beschreven problematiek in paragraaf 1.1 is er behoefte aan handvatten waarmee beleidsmatige keuzes ten aanzien van het beperken of voorkomen van rivierkreeftenoverlast eenduidig kunnen worden afgewogen.

Het doel was dan ook het ontwikkelen van een helder en onderbouwd afwegingskader dat waterbeheerders ondersteunt bij het bepalen of, en zo ja welke, maatregelen tegen rivierkreeften in specifieke watertypen effectief en haalbaar zijn. Het afwegingskader omvat maatregelen voor het bestrijden, beheersen en indammen van populaties invasieve uitheemse rivierkreeften op basis van informatie over geschiktheid en kosten van de maatregelen (voor zover informatie hierover voorhanden was).

Ook zijn eventuele neveneffecten van maatregelen genoemd, bijvoorbeeld risico's voor andere organismen of de fysieke leefomgeving van soorten. Het afwegingskader maakt onderscheid tussen verschillende 13 verschillende watertypen (samengesteld uit diverse KRW-typen, op basis van overeenkomstige abiotische en biotische kenmerken), zes soorten invasieve rivierkreeften, en is afgestemd op de huidige of toekomstige, verwachte mate van invasie. Dit afwegingskader vormt een inventarisatie en bundeling van bestaande kennis, dat werkbaar is en tevens modulair, dus in toekomst verder kan worden geactualiseerd en opgewaardeerd met nieuwe beschikbare kennis.

De doelgroep van het afwegingskader zijn waterbeheerders (gemeenten, waterschappen en Rijkswaterstaat) die overlast van rivierkreeften ervaren. Daarnaast is het ook bruikbaar voor terreinbeherende organisaties (Natuurmonumenten, Landschappen, Staatsbosbeheer en VBNE). Onder de doelgroep vallen ook de twaalf provincies die verantwoordelijk zijn voor het motiveren van het doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn, alsook het KRW-doelbereik, inclusief de uitzonderingsgronden. Voor het laatstgenoemde kan het afwegingskader ook worden gebruikt.

1.3 LEESWIJZER

Het voorliggende document vormt het achtergronddocument van het afwegingskader. Hierin staat alle achtergrondinformatie opgenomen dat nodig was voor de totstandkoming. Het feitelijke afwegingskader is opgeleverd in spreadsheet-tabellen (Microsoft Excel). Het afwegingskader biedt geen ultieme oplossing voor de rivierkreeftenproblematiek, maar geeft de handelingsperspectieven die bestaan per soort rivierkreeft en watertype.

Waterbeheerders dienen daarvoor zelf wateren aan te wijzen of te prioriteren aangezien middelen te beperkt voor alle wateren. Prioritaire wateren kunnen bijvoorbeeld wateren met hoge biodiversiteitswaarden (Natura 2000- of KRW-doelen) zijn, wateren waar een socio-economische impact ongewenst is of andere redenen (bijv. cultuurhistorie of aanwezige veroorzaakte schade).



Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*) (foto: Paul van Hoof)

Om tot het afwegingskader rivierkreeften te komen, dient een aantal stappen te worden doorlopen. De volgende informatie komt aansluitend aan bod in de hoofdstukken van dit achtergronddocument:

- **Hoofdstuk 1:** Geeft een beschrijving van de algemene problematiek die heerst door rivierkreeft en beschrijft de aanleiding van de totstandkoming van het afwegingskader.
- **Hoofdstuk 2:** Beschrijft de gehanteerde methodiek voor de totstandkoming van het afwegingskader. Tevens staan in dit hoofdstuk belangrijke overwegingen en aannames uitgelegd.
- **Hoofdstuk 3:** Gaat in op de problematiek en verwachte areaaluitbreiding per soort rivierkreeft. Deze kennis is belangrijk voor het afwegingskader aangezien de problematiek en uitbreiding per soort kan verschillen.
- **Hoofdstuk 4:** Bundelt kennis over het bestrijden, beheersen en indammen van populaties invasieve uitheemse rivierkreeften in de vorm van maatregelen.
- **Hoofdstuk 5:** Licht middels een stroomschema en te doorlopen stappen toe hoe het afwegingskader kan worden gebruikt. Overzichten van het volgende komen eveneens aan bod in dit hoofdstuk: Randvoorwaarden voor maatregelen, relevante wetgeving, invasiegevoeligheid van de watertypen voor de rivierkreeftensoorten en daarmee urgentie om in te grijpen, geschiktheid van maatregelen in de watertypen en kosten van maatregelen.
- **Hoofdstuk 6:** Reflecteert op de voorgaande hoofdstukken en formuleert adviezen voor vervolgonderzoek en beleid om de rivierkreeftenproblematiek te beteugelen.

➤ HOOFDSTUK 2 GEHANTEERDE METHODIEK

2

Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

2.1 PROBLEMATIEK EN VERWACHTE AREAALVERGROTING VAN SOORTEN

Diverse aspecten van de ecologie van de verschillende rivierkreeftensoorten maken dat sommigen gepaard gaan met veel risico's en problematiek, en dat dit van andere soorten minder aan de orde is. Door middel van een literatuurstudie is informatie over de voorkeurhabitat, verspreidingsmogelijkheden, graaactiviteiten en impact op het ecosysteemfunctioneren en/of biodiversiteit, en de levenscyclus met betrekking tot het beste bestrijdingsmoment uitgewerkt. Dit geeft in verschillende gevallen aanknopingspunten voor de geschiktheid van maatregelen. De literatuurstudie is uitgevoerd volgens een gestandaardiseerde wijze (conform Lemmers *et al.* 2021a, 2024) met behulp van de zoekmachines Web of Science, Google Scholar en Google (met commando 'filetype:PDF') gezocht naar bruikbare grijze en wetenschappelijke literatuur, op basis van een representatieve set zoektermen. Daarvoor zijn de eerste 30 hits beoordeeld op bruikbaarheid.

Met behulp van kennis uit bestaande risicoanalyses (Soes & Koese 2010, Van Kuijk *et al.* 2021, Roessink *et al.* 2024a), GIS-ondergronden en een recente export van gevalideerde rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, periode 2014 t/m 2024) is per gemeente (de gemeenten bestrijken immers samen al het oppervlak Nederland) een inschatting gemaakt van de verwachte uitbreiding en effecten. In bijlage 2 is het aantal waarnemingen per soort, per gemeente uiteengezet. Voor de gemeenten is de gemeentelijke indeling tot en met 2018 gebruikt, de gebruikte gemeentegrenzen zijn dus niet geheel actueel. Voor de gepresenteerde resultaten geeft de gebruikte indeling echter juist een nauwkeuriger beeld omdat er in 2018 nog sprake was van 380 gemeenten en in 2025 van 342 gemeenten.

Ook dient vermeld te worden dat de NDFF geen compleet beeld van de verspreiding van alle soorten geeft, aangezien het een hoofdzakelijk citizen-science gestuurde database betreft. Waterschappen beschikken soms over eigen data die niet zijn opgenomen in de NDFF. De gepresenteerde kaarten in hoofdstuk 3 kunnen dus een onderschatting zijn van de werkelijkheid.

Aanvullend verspreidingsonderzoek kan tot een completer verspreidingsbeeld leiden.

Voor de vestigingsstatus per gemeente per soort zijn vijf categorieën opgesteld, op grond van de volgende criteria:

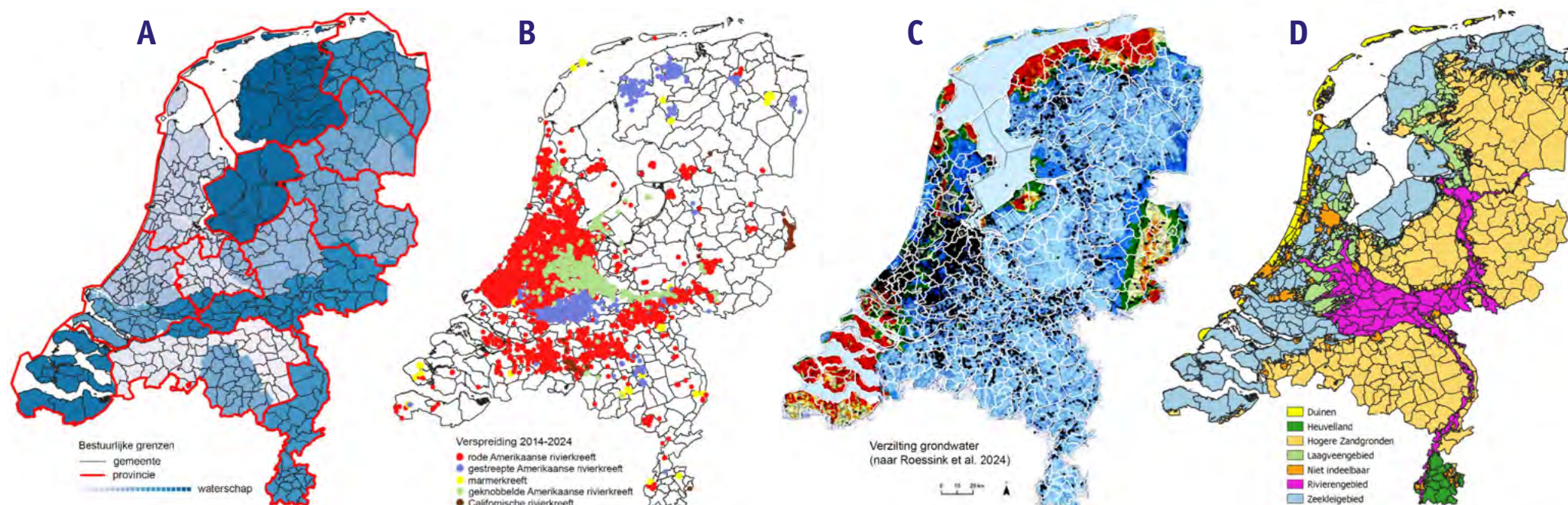
1. Gevestigd/invasief. Er zijn vier of meer⁴ waarnemingen gedaan van de betreffende soort in de periode 2014-2024;
2. Acut bedreigd. Gemeenten zonder of met <4 recente waarnemingen, direct grenzend aan gemeenten met gevestigde populaties en een gunstig vestigingsklimaat voor wat betreft saliniteit en fysisch-geografische condities. De kans op vestiging en effecten wordt op korte termijn (<5 jaar) als hoog ingeschat;
3. Bedreigd. Gemeenten zonder recente waarnemingen en een gunstig vestigingsklimaat, niet direct grenzend aan gemeenten met gevestigde populaties. Kans op vestiging wordt op middellange termijn (5-10 jaar) als hoog ingeschat;
4. Verminderde kans op vestiging en/of effecten vanwege de saliniteit en/of fysisch-geografische condities;
5. Potentieel geschikt leefgebied op grond van fysisch-geografische condities, maar de kans op vestiging wordt vermoedelijk geremd door de aanwezigheid van concurrerende soort. Voor aanwezigheid van een concurrerende soort is minimaal 10 waarnemingen per gemeente (periode 2014-2024) als ondergrens genomen.

Figuur 2.1 geeft een overzicht van de onderliggende kaarten op basis waarvan de status per gemeente is bepaald. De beoordeling per gemeente is opgenomen in bijlagen 1-2.

⁴ Er is gekozen voor vier of meer waarnemingen per gemeente voor de klasse gevestigd/invasief om hogere zekerheid te hebben dat de betreffende soort zich in die gemeente heeft gevestigd, in plaats van dat het geen incidentele waarneming betrof, bij bijvoorbeeld één of twee waarnemingen.

FIGUUR 2.1

- Bestuurlijke grenzen van gemeenten, provincies en waterschappen
- Verspreiding 2014-2024 van rivierkreeftensoorten die overlast veroorzaken met uitzondering van de calicotrivierkreeft omdat hiervan slechts één waarneming is gedaan in 2025, of waarvan overlast verwacht wordt (zie paragraaf 3.1 voor de onderbouwing van de gekozen soorten)
- Verziltig grondwater: hoe roder de kleur, hoe dichter het zoute grondwater onder het maaiveld ligt
- Fysisch-geografische regio's in Nederland.



2.2 MAATREGELEN UITWERKEN EN VERGELIJKEN

2.2.1 Literatuurstudie

Op het gebied van het ontwikkelen van maatregelen tegen rivierkreeften heeft de afgelopen jaren veel innovatief onderzoek plaatsgevonden. Een kennisactualisatie met betrekking tot bestrijden, beheersen en indammen van populaties rivierkreeften is uitgevoerd door middel van een literatuurstudie. Volgens een gestandaardiseerde wijze (conform Lemmers *et al.* 2021a, 2024) met behulp van de zoekmachines Web of Science, Google Scholar en Google (met commando 'filetype:PDF') gezocht naar bruikbare grijze en wetenschappelijke literatuur, op basis van een representatieve set zoektermen. Daarvoor zijn de eerste 30 hits beoordeeld op bruikbaarheid. Ook is gezocht naar informatie op ResearchGate.

2.2.2 Raadplegen (inter)nationaal netwerk

Een andere vorm van kennisactualisatie betrof het bevragen van het eigen netwerk. Momenteel gebeurt er veel op het gebied van innovatie en onderzoek in relatie tot beheersing, eliminatie of indamming van populaties rivierkreeften. Verwacht werd dat het bevragen van het internationaal en nationaal netwerk tot nieuwe inzichten kon leiden, met name over de geschiktheid van maatregelen.

Een netwerk van waterbeheerders en ecologen uit het werkveld, zowel nationaal als internationaal (zowel binnen Europa als daarbuiten) is geraadpleegd om nieuwe, relevante ervaring en kennis over effectieve maatregelen voor invasieve rivierkreeften te ontsluiten. Met de externe deskundigen is een gesprek gevoerd. In bijlage 4 zijn de gespreksverslagen met de externe deskundigen opgenomen.

Afhankelijk van de mate deskundigheid werd gesproken over:

- Effecten van verschillende soorten rivierkreeften;
- Achterliggende oorzaken van het succes van rivierkreeftinvasies;
- Geschiktheid van methoden voor beheersing, eliminatie of indamming;
- Maatregelen die de weerbaarheid van ecosystemen kunnen vergroten;
- Kosten van maatregelen;
- Publicaties over bovenstaande onderwerpen.

2.3 AGGREGATIE VAN KRW-WATERTYPEN

Om tot een werkbaar afwegingskader voor de verschillende, in Nederland aanwezige KRW-typen te komen, zijn alle KRW-typen geaggregeerd tot 13 meer generieke watertypen (tabel 2.1). Deze aggregatie is uitgevoerd op basis van relevante abiotische en biotische eigenschappen die gerelateerd zijn aan de veronderstelde gevoeligheid van wateren voor rivierkreeften om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken (bijvoorbeeld een vergelijkbare waterdiepte, oeversteilheid, ratio oeveroppervlak:totaal oppervlak). De belangrijkste eigenschappen per watertype, en KRW-typen die hieraan zijn toegewezen, staan in tabel 2.1 opgenomen. Als basis voor de aggregatietabel is tabel 4.1 uit het 'Afwegingskader inlaat gebiedsvreemd water' (Reitsema *et al.*

2024) gebruikt, en is achtergrondinformatie over KRW-typen afkomstig van Watertypenkaart van het Planbureau voor de Leefomgeving (Van Puijenbroek & Clement 2010). KRW-typen met een relatief hoge of zeer hoge saliniteit zijn op voorhand als niet-invasiegevoelig geacht voor rivierkreeften (Roessink *et al.* 2024a).

2.4 TOTSTANDKOMING AFWEGINGSKADER

Per soort rivierkreeft (zie paragraaf 3.1 voor de uitgewerkte soorten) is een separaat afwegingskader opgesteld als Excelbestand. De gebruikte kennis die hiervoor is gebruikt betrof bestaande literatuur, de verkregen input uit (inter)nationale netwerken, aangevuld met expertbeoordelingen van de auteurs (zie hoofdstuk 4 voor uitwerkingen van die kennis).

Het afwegingskader is een Excelbestand met daarin voor elk van de in tabel 2.1 geaggregeerde watertypen als separaat tabblad, inschattingen over: gevoeligheid van het watertype voor de rivierkreeft om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken in drie categorieën (Invasiegevoelig, Vestigingsgevoelig, Niet gevoelig, zie paragraaf 2.5 Definities van relevante begrippen voor toelichting), de belangrijkste effecten voor biodiversiteit, de belangrijkste socio-economische effecten en inschattingen van de geschiktheid van maatregelen in drie categorieën (ongeschikt, potentieel geschikt, geschikt) voor bestaande populaties én voor preventie. De gevoeligheid van het watertype voor rivierkreeften om al dan geen hoge dichtheden te kunnen vormen betreft een expertinschatting door de drie auteurs.

Het gebruik van het afwegingskader is verder toegelicht in hoofdstuk 5 aan de hand van de gevolgde stappen. Met het afwegingskader in de huidige vorm wordt getracht om snel inzichtelijk te maken welke maatregelen in de 13 watertypen kunnen worden getroffen bij de twee verschillende invasiestadia (vestiging of verwacht) van de zes soorten invasieve uitheemse rivierkreeften die problemen veroorzaken. De randvoorwaarden voor het treffen van diverse maatregelen en informatie over kosten zijn tevens in hoofdstuk 5 opgenomen.

TABEL 2.1

Aggregatie van KRW-watertypen op basis van overeenkomstige eigenschappen op basis van Reitsema et al. (2024) en Van Puijenbroek & Clement (2010). Onderscheid is gemaakt tussen

stilstaande wateren, semi-stilstaande wateren en stromende wateren. Wateren met een relatief hoge saliniteit zijn voor rivierkreeften niet interessant komen verder niet aan bod, deze zijn onder de oranje balk weergegeven.

Watertype		Omschrijving	Relevante (a)biotische parameters/eigenschappen gerelateerd aan invasiegevoeligheid rivierkreeften	KRW-typen die onder het watertype vallen
Stilstaande wateren				
1	Kleine geïsoleerde wateren: vennen, poelen, duinplassen	Ondiep water dat hydrologisch niet in verbinding staat met andere watersystemen. Deze wateren worden gevoed door regenwater of grondwater en de waterstand fluctueert	• (zeer) ondiep • flauwe oevers • geringe oppervlakte • geen contact met andere wateren • vaak visvrij • soms droogval	M12, M13, M26
2	Klein meer	Ondiep meer dat voedselrijker is dan voorgaande categorie. Petgaten vallen ook onder dit ecosysteemtype	• ondiep • variabele oeverhelling • geringe oppervlaktekan in contact staan met andere wateren	M11, M22, M25
3	Groot en ondiep meer	Enigszins voedselrijke, grote wateren. Door beperkte diepte zijn grote delen begroeid met waterplanten	• relatief ondiep • variabele oeverhelling • omvangrijk • kan in contact staan met andere wateren	M14, M15, M23, M24, M27
4	Groot en diep meer	Enigszins voedselrijke, grote wateren. Door diepte zijn alleen de oeverzones begroeid met waterplanten	• diep • variabele oeverhelling • omvangrijk • kan in contact staan met andere wateren	M16, M17, M18, M19, M20, M21, M24, M28, M29
Semi-stilstaande wateren				
5	Sloot	Lijnvormige, gegraven watergang die een belangrijk onderdeel uitmaakt van de waterhuishouding. Inlaat in sloten is vaak bedoeld om het grondwater in omliggend gebied op peil te houden. Hier kunnen hoge natuurwaarden zijn ontstaan. Vaak gestuwd	• ondiep • variabele oeverhelling • grote oever:oppervlakte ratio	M1, M2, M8, M9
6	Kanaal	Lijnvormige, gegraven watergang voor water aan- of afvoer en/of scheepvaart. Hier kunnen hoge natuurwaarden zijn ontstaan	• variabele diepte • steile oeverhelling • grote oever:oppervlakte ratio • variabele mate van menselijke invloed	M3, M4, M5, M6, M7, M10

Watertype		Omschrijving	Relevante (a) biotische parameters/eigenschappen gerelateerd aan invasiegevoeligheid rivierkreeften	KRW-typen die onder het watertype vallen
Stromende wateren				
7	Droogvallende wateren	Water dat jaarlijks met zekerheid droogvalt en enige tijd droog staat	• ondiep • stroming • droogvallend	R01, R03
8	Permanente bron	Gelegen aan kop beekstelsysteem (bronpoel) met open verbinding naar de beek, constante afvoer, risico op droogval	• ondiep • stroming	R02
9	Laaglandbeek boven-/midden-/ benedenloop	Langzaamstromend, vaak regenwatergevoed waardoor risico op zomerse droogval of delen met stilstaand water, matige temperatuur en matig tot hoog zuurstofgehalte	• ondiep • langzaamstromend • vaak regenwatergevoed, waterafvoer niet altijd regelmatig • variabele oeverhelling • variabele mate van menselijke invloed	R04, R05, R06, R09, R10, R11, R12
10	Hooglandbeek	Snelstromend op grind en/of zand met relatief lage temperatuur en hoog zuurstofgehalte	• ondiep • snelstromend • vrij regelmatig waterafvoer • variabele oeverhelling	R13, R14, R17, R18
11	Snelstromende rivier	Snelstromend op grind en/of zand met relatief lage temperatuur en hoog zuurstofgehalte	• relatief diep • snelstromend • regelmatig waterafvoer • variabele oeverhelling	R15, R16
12	Langzaamstromende rivier	Langzaamstromende grote rivier op zand of klei	• diep • langzaamstromend • regelmatig waterafvoer • variabele oeverhelling • hoge mate van menselijke invloed	R07, R08
13	Doorstroommoeras en moerasbeek	Opkwellend water dat via vegetatierijke laagten in kleine watergang uitloopt	• ondiep tot zeer ondiep • zeer geringe oppervlakte • zeer flauwe oevers	R19, R20
Voor rivierkreeften niet-invasiegevoelige wateren				
-	Wateren met een relatief hoge saliniteit	Estuarium of brakke wateren	• hoge saliniteit, niet interessant voor rivierkreeften	M30, M31, M32, 002
-	Wateren met een zeer hoge saliniteit	Kustwater	• hoge saliniteit, niet interessant voor rivierkreeften	K01, K02, K03

2.5 DEFINITIES VAN RELEVANTE BEGRIPPEN

Beheersing

Het treffen van maatregelen met als doel het onder controle houden van een populatie, qua dichtheid of geografische spreiding. Synoniem: populatiebeheersing.

Drempelwaardedichtheid

Een dichtheid van een populatie rivierkreeften die als kritische grens wordt gezien: boven die dichtheid treden negatieve ecologische effecten op en worden ze zichtbaar, onder die dichtheid treden effecten niet op en zijn ze niet zichtbaar. De drempelwaardedichtheid kan per ecosysteemtype en soort rivierkreeft verschillen, hierover is nog veel onbekend.

Ecosysteemherstel

Zie systeemherstel.

Eliminatie

Het treffen van maatregelen die eliminatie van een gehele rivierkreeftenpopulatie als doel hebben.

Horizonscan

Een systematische verkenning van mogelijke toekomstige risico's en kansen die verband houden met potentiële invasieve uitheemse soorten. Door deze in kaart te krijgen kan snel worden ingespeeld zodra de aanwezigheid van een soort voor het eerst in een land of regio wordt gemeld. Zie voor de laatste Horizonscan van potentiële invasieve soorten: Van Riel *et al.* (2023).

Indamming

Het treffen van preventieve maatregelen met als doel om de populatieomvang en/of geografische verspreiding proactief te beperken of onder controle te houden, waardoor introducties en vestiging op nieuwe locaties wordt voorkomen.

Invasiegevoelig

De hoogst gebruikte categorie van de inschatting van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen en daar een hoge populatiedichtheid te bereiken. Bij Invasiegevoelig wordt de kans op vestiging als groot ingeschat en de kans op problematiek groot (zie ook Niet gevoelig en Vestigingsgevoelig voor andere de andere twee categorieën).

Kreeftenvangst

Rivierkreeften met vangtuigen actief uit waterlichamen verwijderen, met als doel om de populatiedichtheid omlaag te brengen en te houden.

KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water is een richtlijn van het Europees Parlement waarin ecologische kwaliteitsdoelen voor oppervlaktewateren zijn gesteld (Europees Parlement 2000). Sinds de inwerkingtreding van de KRW in het jaar 2000 mag de waterkwaliteit niet verslechteren.

Kubbe

Fuik met maximaal vijf hoepels, zonder vleugels of schutwant, die wordt opengehouden door hoepels van maximaal 60 centimeter en twee horizontaal geplaatste stokken met een inkeling in één uiteinde of aan beide uiteinden. Geformuleerd in de Uitvoeringsregeling visserij, Hoofdstuk 1, Artikel 1, lid hh.

Netselectiviteit

Vanaf welke lengtemaat rivierkreeften effectief worden gevangen. Belangrijke noot hierbij is dat kleine rivierkreeften niet veel worden gevangen heeft niet enkel te maken met de maaswijdte van vangtuigen, maar is in grote mate ook afhankelijk van de activiteit en mobiliteit van de rivierkreeften zelf. Voor iedere vangst ben je ervan afhankelijk dat het dier zelf het vangtuig in gaat. Adulten zijn mobieler dan juvenielen en worden dus gemakkelijker gevangen.

Niet gevoelig

De laagste categorie die de inschatting definieert van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen.

Bij Niet gevoelig wordt de kans op vestiging als gering ingeschat, de kans op problematiek wordt dan eveneens als gering ingeschat (zie ook Vestigingsgevoelig als tussencategorie en Invasiegevoelig als hoogste categorie).

Systeemherstel

Heeft betrekking op de ecologische toestand het ecosysteem, herstel doelt op het stoppen en terugdraaien van de aftakeling om de oorspronkelijke staat en functionaliteit van ecosystemen te herstellen.

Socio-economische (sociaaleconomische) effecten

Doelt op de gecombineerde sociale en economische effecten die de activiteiten van rivierkreeften hebben, voor bijvoorbeeld de menselijke infrastructuur, veiligheid en economie.

Populatiebeheersing

Zie beheersing.

Positieflijst

Lijst die aangeeft welke soorten mogen worden gehouden en verhandeld, soorten die niet zijn vermeld zijn automatisch verboden.

Preventie

Zie ook indamming.

Vestigingsgevoelig

De tussencategorie die de inschatting definieert van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen.

Bij Vestigingsgevoelig wordt de kans op vestiging wordt als matig ingeschat en maar de kans op problematiek gering tot matig (zie ook Niet gevoelig als laagste categorie en Invasiegevoelig als hoogste categorie).

⇒ HOOFDSTUK 3 PROBLEMATIEK EN VERWACHTE AREAALVERGROTING VAN SOORTEN

3



Marmerkreeft (*Procambarus virginalis*) (foto: Paul van Hoof)

3.1 KEUZEVERANTWOORDING SOORTEN RIVIERKREEFTEN

Dit afwegingskader gaat in op de soorten rivierkreeften waarvan bekend is dat ze aanzienlijke ecologische en maatschappelijke overlast kunnen veroorzaken. Zonder uitzondering betreft het soorten van Noord-Amerikaanse afkomst, waarvan sommige soorten al enkele decennia gevestigde populaties hebben in Nederland. Van het genus *Procambarus* komen de volgende soorten aan bod: **rode Amerikaanse rivierkreeft**, **gestreepte Amerikaanse rivierkreeft**, en **marmerkreeft**. Van het genus *Pacifastacus* is dat de **Californische rivierkreeft**. Van het genus *Faxonius* (voorheen *Orconectes*, zie Crandall & De Grave 2017) zijn dit de **geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft** en **calicotrivierkreeft**. Met uitzondering van de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft zijn alle voornoemde soorten rivierkreeften opgenomen op de Unielijst van invasieve exoten (EU Verordening 1143/2014).

Er is voor gekozen om de gevestigde gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius limosus*) en Turkse rivierkreeft (*Pontastacus leptodactylus*) niet te behandelen in het afwegingskader. Ondanks dat de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft de meest verspreide soort rivierkreeft in Nederland is, wordt deze soort in Nederland niet geassocieerd met schade aan ecosystemen of maatschappelijke overlast (Lemmers *et al.* 2021). Dit is mede te wijten aan het feit dat deze soort een voorkeur heeft voor diepere, vegetatiearme met relatief voedselarm en slecht vergraafbaar substraat (zand, grind, puin). De Turkse rivierkreeft komt in Nederland zeer beperkt voor en een sterke areaaluitbreiding is niet aannemelijk, gezien de achteruitgang van de soort sinds de jaren 1980 en de gevoeligheid voor de kreeftenpest, een schimmel waartegen de gevestigde soorten van Amerikaanse afkomst resistent en potentiële dragers van zijn.

De roestbruine Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius rusticus*) staat op de Unielijst vermeld, maar wordt op korte termijn niet in Nederland verwacht gezien de zeer beperkte Europese verspreiding (Zuid-Frankrijk) en voorkeur voor zeldzaam habitat in Nederland (niet-stilstaande wateren met hard substraat o.a. keien). Daarom is deze soort ook niet opgenomen.

3.2 BESCHOUWING PER SOORT

In de paragrafen 3.2.1 - 3.2.6 is per soort rivierkreeft een uiteenzetting gegeven van de verspreidingswijzen, de habitats waarvan bekend is dat een soort zich kan vestigen, wat specifiek bekend is over graafactiviteiten en de impact van die soort. Van de zes soorten rivierkreeften kan over het algemeen het volgende worden verondersteld:

- Soorten die over land lopen kunnen geïsoleerde wateren zoals amfibiepoelen of vennen met hoge natuurwaarden bereiken. Dergelijke geïsoleerde wateren zijn van nature predatorvrij, rivierkreeften kunnen vaak hoge dichtheden bereiken en de aanwezige biodiversiteit sterk aantasten (Crombaghs *et al.* 2017; Van Veenhuisen *et al.* 2024). Verspreiding over land gebeurt overwegend 's avonds/s nachts onder relatief vochtige en warme omstandigheden, zoals na onweer en regen, met een piek in het najaar (Janssen & Kampen, 2020). Voor zover bekend kunnen hierbij afstanden over land worden afgelegd tot 6,5 km (Blomquist 2003). Ook kunnen onderhoudswerkzaamheden aan watergangen zoals baggeren of maaien onbedoeld leiden tot rivierkreeften op het land (Van der Loop *et al.* 2023).
- Soorten die graafgedrag vertonen kunnen wateren op verschillende manieren aantasten. Het functioneren van het ecosysteem kan worden aangetast door het graafgedrag omdat dit leidt tot mobilisatie van nutriënten waardoor algenbloei kan ontstaan en het herstel van ecosystemen permanent belemmerd blijft (Angeler *et al.* 2001; Rodríguez *et al.* 2003, 2005). De omslag van helder en soortenrijk water naar troebel en soortenarm water heeft vanzelfsprekend een desastreus effect voor de biodiversiteit.
- Daarnaast leidt het graafgedrag tot aanzienlijke mechanische schade aan oevers van wateren waardoor deze instabiel raken en afkalven (Koese *et al.* 2011; Koese & Vos 2013), leidend tot verkleining van percelen en verlies van eigendom. Ook heeft het extra baggeraanwas als gevolg (Faller *et al.* 2016; Gylstra *et al.* 2016). Hierdoor wordt de wateraf- en/of aanvoerende functie van watergangen aangetast en dient de baggerfrequentie te worden verhoogd.
- Graafactiviteiten kunnen onder specifieke omstandigheden bijdragen aan

het ondermijnen van de waterkerende werking van boezem- en veenkades of dijken (Lemmers *et al.* 2018; Haubrock *et al.* 2019; Janssen *et al.* 2024). In de geciteerde gevallen betrof het een slechte opbouw van de kade of dijk, was de onderhoudsstaat al (zeer) slecht en bleken ook gangen van gravende zoogdieren aanwezig. Graafactiviteiten door rivierkreeften vormden het zetje waardoor lekkages ontstonden.

- Soorten die hoge dichtheden vormen en graafgedrag vertonen kunnen negatieve effecten geven op alle drie de KRW-kwaliteitselementen (biologisch, fysisch-chemische parameters, hydromorfologische parameters) en het behalen van KRW-doelen daarmee belemmeren (Lemmers *et al.* 2018). Ook kunnen ze het behalen van natuurdoelen zoals gesteld in de Europese Habitatrichtlijn belemmeren of verhinderen. Bijvoorbeeld door het aantasten van habitats waar waterplanten een belangrijke schakel vormen voor het functioneren van het ecosysteem en/of de aangewezen soorten (bijv. relaties met krabbenscheer, grote modderkruiper, beschermde amfibieën).
- Directe predatie van (inheemse) waterplanten kan leiden tot de verdwijning ervan waardoor de levensgemeenschap die ervan afhankelijk is ook verdwijnt (bijv. Van der Wal *et al.* 2013).
 - Plantenreducerende rivierkreeften kunnen hierdoor ook bijdragen aan een versnelde toename van het vrijkomen van broeikasgassen (Cabrera-Lamanna *et al.* 2025).
- Overige socio-economische effecten van hoge dichtheden rivierkreeften hebben betrekking op verstopping van drainagebuizen in het agrarisch gebied, vertroebeling van sproeiwater met vervuiling van fruit bij fruitteelt, effecten op sportvisserij door verwijdering van aas (Lemmers *et al.* 2018).

3.2.1 Rode Amerikaanse rivierkreeft *Procambarus clarkii*

Habitat en problematiek

De rode Amerikaanse rivierkreeft (figuur 3.1) is één van de meest invasieve soorten met de grote socio-economische en ecologische impact in Europa (Nentwig *et al.* 2018). De rode Amerikaanse rivierkreeft kan zich zowel via aaneengesloten wateren als over land verplaatsen. Verplaatsingen over land gebeuren met name vanaf het einde van de zomer en in de herfst, hierbij kan 2 km worden afgelegd (Treguier *et al.* 2011). Via water wordt door een populatie jaarlijks circa 3,1 km afgelegd (Bernardo *et al.* 2011). In Spanje werd vastgesteld dat een gemerkte rode Amerikaanse rivierkreeft 17 km onder water aflegde binnen slechts vier dagen (Gherardi & Barbaresi, 2000).

De soort is zeer generalistisch en plastisch in de habitatkeuze, en kan populaties vestigen in alle Nederlandse watertypen, met uitzondering van zoute wateren (NNSS 2011a; Hanshew & Garcia 2012; Souty-Grosset *et al.* 2016). De rode Amerikaanse rivierkreeft is opportunistisch wat betreft lokaal vestigingsklimaat maar vestigt zich niet graag in snelstromende wateren (Cruz & Rebelo 2007), al bestaan er enkele waarnemingen van de soort uit de snelstromende heuvellandbeek de Geul waaruit blijkt dat de rode Amerikaanse rivierkreeft zich hier kan handhaven (Lemmers *et al.* 2025). Wat de habitat betreft, lijkt de rode Amerikaanse rivierkreeft wel gebonden te zijn aan de oeverzone, waarin de holen worden gegraven. Hierdoor wordt de soort waarschijnlijk nauwelijks ver in open water (zoals meren) aangetroffen (Janssen & Kampen 2020).

Door de hoge reproductiesnelheid is de rode Amerikaanse rivierkreeft in staat om in korte tijd zeer hoge dichtheden op te bouwen (Janssen & Kampen 2020). Deze dichtheden kunnen na introductie lang op een hoog niveau blijven, in Spanje was dat 30 jaar na de introductie nog steeds hoog (Alcorlo *et al.* 2009), evenals in Den Haag circa 40 jaar na introductie (Koese 2021). In de Molenpolder komt de rode Amerikaanse rivierkreeft al enige tijd samen voor met de geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft (Koese *et al.* 2025).

In het laagveengebied Terra Nova bleek een negatief effect te bestaan tussen aantallen rode Amerikaanse rivierkreeft en de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, hetgeen doet vermoeden dat de laatstgenoemde afneemt in de aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeft (Kanters *et al.* 2025). In Portugal is geconstateerd dat de rode Amerikaanse rivierkreeft samen voorkomt met de Californische rivierkreeft (Bernardo *et al.* 2011). In geïsoleerde wateren bij Tilburg kwamen beide soorten eveneens samen voor, echter verdween Californische rivierkreeft uiteindelijk (Van Veenhuisen *et al.* 2024, 2026). Interacties tussen gestreepte Amerikaanse rivierkreeft en rode Amerikaanse rivierkreeft gaan doorgaans in het voordeel van de eerstgenoemde soort (Mazlum & Eversole 2005), dit lijkt ook in Nederland het geval.

De rode Amerikaanse rivierkreeft is een goede graver en kan een hoge oeverholendichtheid bewerkstelligen (Koese *et al.* 2011; Soes & Bergsma 2016; Lemmers *et al.* 2022). In geval van droogte is de rode Amerikaanse rivierkreeft in staat om snel een gang naar beneden te graven om daarin te schuilen (Kouba *et al.* 2016).

Zowel via predatie als de effecten die uit het graafgedrag voortkomen, kan de rode Amerikaanse rivierkreeft na vestiging een impact hebben op: waterplanten (Gherardi & Barbaresi 2008; Van der Wal *et al.* 2013; Souty-Grosset *et al.* 2016; Janssen & Kampen 2020; Van Kleef *et al.* 2022); het verminderen van de waterkwaliteit en vertroebeling (Angeler *et al.* 2001; Rodríguez *et al.* 2003, 2005; Souty-Grosset *et al.* 2016; Janssen & Kampen 2020; Ter Heerd & Rip 2020); amfibieën (Gherardi *et al.* 2001; Cruz & Rebelo 2005; Cruz *et al.* 2008; Souty-Grosset *et al.* 2016; Van Veenhuisen *et al.* 2026); vissen (Ilhéu *et al.* 2005); ongewervelden (Alcorlo *et al.* 2004; Van der Wal *et al.* 2013; Souty-Grosset *et al.* 2016; Janssen & Kampen 2020; Van Dobben *et al.* 2017); op de voedselketen (Angeler 2001; Rodríguez *et al.* 2003, 2005).

FIGUUR 3.1

Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) (foto: Paul van Hoof).



De afzet van de eieren en jongen van de rode Amerikaanse rivierkreeft piekt in het najaar maar een deel van de jongen verlaten de vrouwtjes tot in maart in het voorjaar daarop. Vanaf medio zomer zijn de meeste eerstejaars-rivierkreeften groot genoeg zijn om te worden gevangen met vangtuigen (Koese *et al.* 2025). De eerstejaars-rivierkreeften zijn niet eerder vangbaar omdat ze dan door de mazen van de netten van vangtuigen (netselectiviteit) kunnen ontsnappen.

Risico op KRW- en andere natuurdoelen

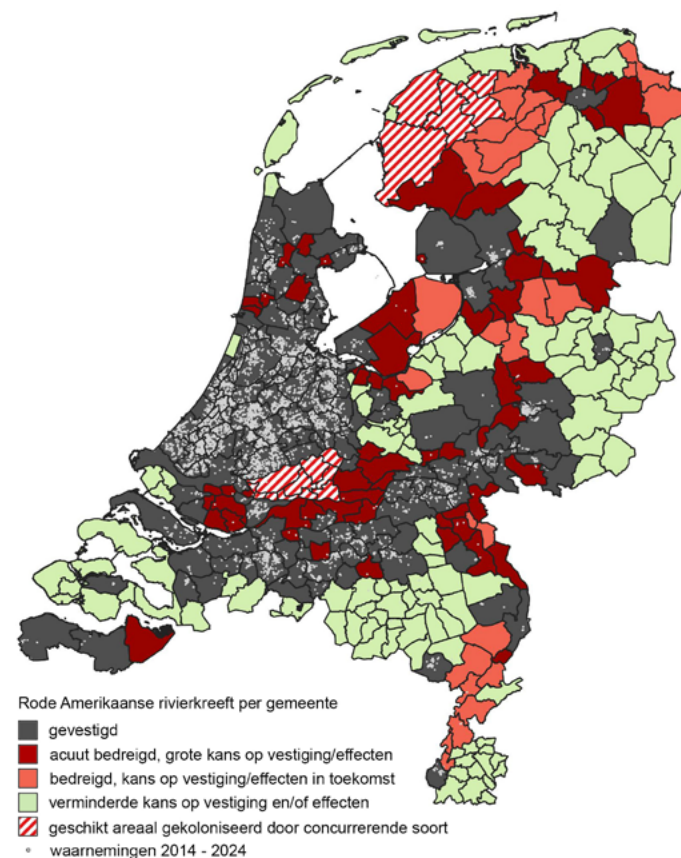
Het risico van deze soort op het behalen van KRW- en andere natuurdoelen in stilstaande en langzaam stromende wateren wordt ingeschat als zeer hoog. In sneller stromende wateren, alsmede in grote en diepe wateren, wordt het risico als laag beschouwd, aangezien vooralsnog geen bewijs bestaat dat de rode Amerikaanse rivierkreeft hier hoge dichtheden kan opbouwen.

Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

De rode Amerikaanse rivierkreeft werd in Nederland voor het eerst in 1985 waargenomen (Koese & Soes 2011). De verspreidingskern ligt in het westen van Nederland, van waaruit de soort zich in alle richtingen uitbreidt. Anno 2026 zijn waarnemingen van de soort bekend uit alle provincies. Het verspreidingsbeeld duidt op natuurlijke uitbreiding en al dan niet opzettelijke uitzettingen (figuur 3.2). De rode Amerikaanse rivierkreeft heeft zich in 155 gemeenten gevestigd (NDFF, periode 2014 t/m 2024). 61 gemeenten worden acuut bedreigd en 25 gemeenten bedreigd. Van 139 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege ongeschikte habitatomstandigheden of doordat het areaal reeds is gekoloniseerd door een concurrerende soort, in dit geval de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft. De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft heeft vanaf de eerste waarneming in 2002 in rap tempo de Alblasserwaard gekoloniseerd. De afgelopen 24 jaar zijn hier incidenteel ook rode Amerikaanse rivierkreeften waargenomen, maar de soort lijkt zich moeilijk naast deze soort te kunnen vestigen.

FIGUUR 3.2

*Het verspreidingsbeeld van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich in 155 gemeenten gevestigd/invasief, 62 gemeenten worden acuut bedreigd en 25 bedreigd. Van 139 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege ongeschikte habitatomstandigheden (n=120) of doordat het areaal reeds is gekoloniseerd door een concurrerende soort (n=19, zie ook bijlagen 1-2).*



3.2.2 Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft *Procambarus acutus*

! Problematiek

De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (figuur 3.3) lijkt sterk op de rode Amerikaanse rivierkreeft, zowel morfologisch als wat de ecologie betreft. De soort is een goede graver en de kan zich over land verspreiden om andere wateren te koloniseren. Welke afstanden hierbij over land of via worden afgelegd is onbekend, maar het is aannemelijk dat dit overeenkomstig is met de rode Amerikaanse rivierkreeft. De soort leeft in Nederland in stilstaande en langzaam stromende wateren, voornamelijk in veen(weide)gebieden (Koese & Soes 2011). Echter worden vrijwel alle stilstaande en langzaam stromende wateren geschikt geacht voor de soort, met name wateren met zachtere bodems (Donahou 2026).

De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft lijkt te domineren over rode Amerikaanse rivierkreeft (Mazlum & Eversole 2005). In Nederland komen de soorten vrijwel nooit samen voor en lijken ze elkaar uit te sluiten. De soort die het eerst aanwezig is lijkt hierbij het voordeel te hebben voor vestiging (bron: NDFF). De dichtheid gestreepte Amerikaanse rivierkreeft kwam tijdens eerder onderzoek overeen met die van rode Amerikaanse rivierkreeft (Soes & Beuker 2015).

De relatief beperkte verspreiding in Europa is waarschijnlijk de reden dat er vooralsnog weinig bekend is van de ecologische en socio-economische impact van de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft. Verwacht wordt dat de soort vergelijkbare ecologische en socio-economische risico's heeft als rode Amerikaanse rivierkreeft (Lemmers *et al.* 2021a), betrekking hebbende op waterkwaliteitsverslechtering en negatieve effecten op met name waterplanten, amfibieën en macrofauna.

De ei-afzet van de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft piekt in het najaar en de jongen verlaten de vrouwtjes omstreeks maart in het voorjaar daarop. Vanaf medio zomer zijn de meeste eerstejaars-rivierkreeften groot genoeg zijn om

FIGUUR 3.3

Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*) (foto: Paul van Hoof).



te worden gevangen met vangtuigen. De eerstejaars-rivierkreeften zijn niet eerder vangbaar omdat ze dan door de mazen van de netten van vangtuigen (netselctiviteit) kunnen ontsnappen.

Risico op KRW- en andere natuurdoelen

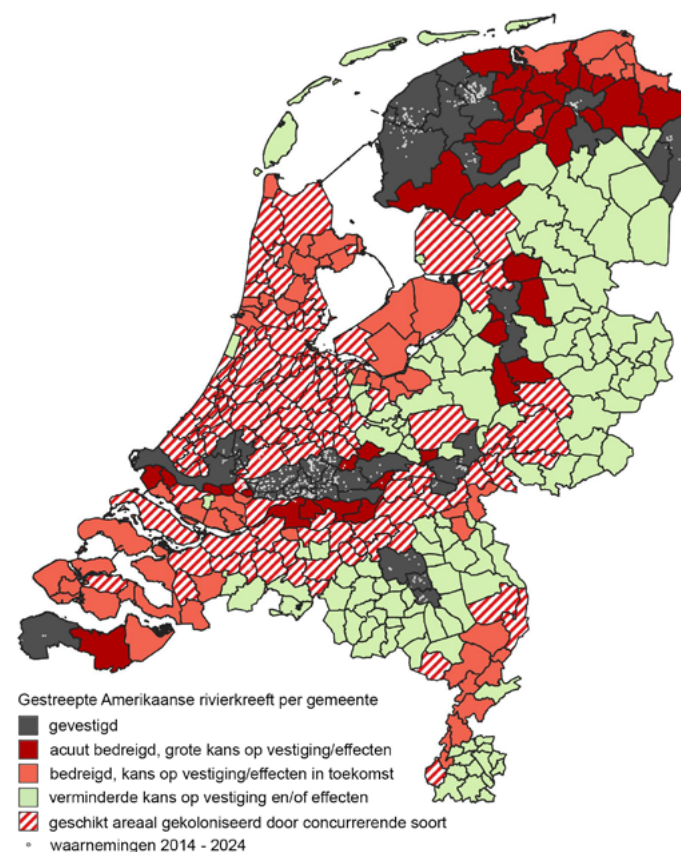
Het risico van deze soort op KRW- en andere natuurdoelen in stilstaande en langzaam stromende wateren wordt ingeschat als zeer hoog. In sneller stromende wateren, alsmede in grote en diepe wateren, wordt het risico als laag beschouwd, aangezien vooralsnog geen bewijs bestaat dat de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft hier hoge dichtheden kan opbouwen.

Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft was lange tijd (sinds) 2002, vrijwel alleen bekend van de Alblasserwaard. Recentelijk is er sprake van een sterke opmars in Noord-Nederland waar de soort rond tenminste vier locaties lijkt uitgezet: rond Franeker, ten oosten van Leeuwarden, het zuidoosten van de stad Groningen en het Westerwoldse Aa gebied ter hoogte van Wedde. Er zijn (nog) vrijwel geen plekken in Nederland waar de soort samen voorkomt de rode Amerikaanse rivierkreeft. De gestreepte Amerikaanse rivierkreeft heeft zich thans in 39 gemeenten gevestigd (NDFF, periode 2014 t/m 2024). 37 gemeenten worden acuut bedreigd en 59 bedreigd. Van 245 gemeenten bestaat een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden of doordat het areaal reeds is gekoloniseerd door een concurrerende soort, in dit geval de rode Amerikaanse rivierkreeft.

FIGUUR 3.4

*Het verspreidingsbeeld van de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich in 39 gemeenten gevestigd/invasief, 37 gemeenten worden acuut bedreigd en 59 bedreigd. Van 245 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden (n=120) of doordat het areaal reeds is gekoloniseerd door een concurrerende soort (n=125, zie ook bijlagen 1-2).*



3.2.3 Marmerkreeft *Procambarus virginalis*

! Problematiek

De marmerkreeft (figuur 3.5) kan zich over land naar andere wateren verspreiden. Dit fenomeen wordt hoofdzakelijk waargenomen vanaf het einde van de zomer tot in het najaar, maar onder de juiste omstandigheden kan het ook al vanaf januari plaatsvinden (Koese & Wigchert 2022). Eerder is geconstateerd dat de soort 150 m over land aflegde, maar waarschijnlijk kunnen marmerkreeften onder de juiste omstandigheden ook grotere afstanden afleggen (Herder *et al.* 2021). Over jaarlijkse verspreidingsafstanden via water is weinig bekend. De marmerkreeft bleek zich in tropisch Madagaskar te kunnen vestigen in zowel stromend als in stilstaand water (Andriantsoa *et al.* 2019). De soort kan zich zelfs onder zure omstandigheden (pH 4,5) vestigen (Lemmers *et al.* 2024). Oevers die rijk zijn aan vegetatie of andere structuur lijken te worden geprefereerd door marmerkreeften (Lemmers *et al.* 2020a). Dit betrof het circa 15 ha grote ondiepe en zwakgebufferd meer de Venkoelen in Limburg. Het is opvallend dat Nederlandse vindplaatsen meestal geïsoleerde wateren betreffen waar geen andere soorten rivierkreeften voorkomen (Lemmers *et al.* 2021b). Dat wil overigens niet zeggen dat de marmerkreeft niet concurrentiekrachtig is ten opzichte van andere rivierkreeften. De marmerkreeft kan domineren over de grotere rode Amerikaanse rivierkreeft (Hossain *et al.* 2019a) en de qua grootte vergelijkbare calicotrivierkreeft (Hossain *et al.* 2020). Mogelijk is de marmerkreeft vanwege het geringe formaat gevoeliger voor predatie door grotere vissen (Buřič *et al.* 2025), die van nature vaak niet of minder in geïsoleerde wateren voorkomen.

De marmerkreeft heeft een generalistische voedselwijze en kan daarmee een impact hebben op het voedselweb. De soort heeft algen, detritus, planten, geleedpotigen, mollusken, vis en mogelijk amfibieën in het dieet (Dorn 2013; Andriantsoa *et al.* 2019; Lipták *et al.* 2019; Linzmaier *et al.* 2020; Veselý *et al.* 2021; Maciaszek *et al.* 2022; Faiad *et al.* 2023). De impact van de marmerkreeft op amfibieën en het ecosysteemfunctioneren vormt een kennishiaat. Van

FIGUUR 3.5

Marmerkreeft (*Procambarus virginalis*) (foto: Paul van Hoof).

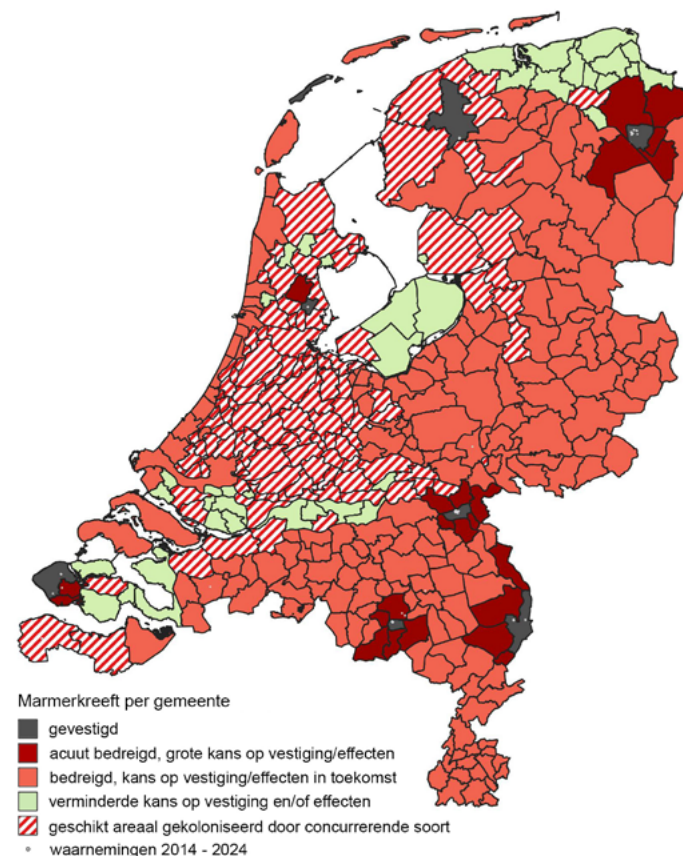


het graafgedrag van marmerkreeft is tevens nog vrij weinig bekend. Voor zover bekend is er één studie die aantoonst dat marmerkreeften horizontale oeverholcomplexen kunnen graven die uit meerdere kamers bestaan (Maciaszek *et al.* 2022). Dit kan gebeuren onder droogteomstandigheden (Kouba *et al.* 2016; Maciaszek *et al.* 2022). Desondanks is op basis van populaties in aquaria en kunststof vijvers ‘in het wild’, wel gebleken dat de mogelijkheid om te kunnen graven geen absolute voorwaarde hoeft te zijn voor een succesvolle vestiging van de marmerkreeft, in tegenstelling tot andere soorten. De laatstgenoemde studie trof marmerkreeften aan in sloten maar ook in drooggevallen sloten. Op Sardinië werden marmerkreeften in laaglandbeken aangetroffen (Sanna *et al.* 2021).

De marmerkreeft werd ontdekt in de aquariumhandel (Scholtz *et al.* 2003). Dit was een bijzondere ontdekking want het betrof de eerste beschrijving van een parthenogenetische (=ongeslachtelijke voortplanting) rivierkreeftensoort. Het is zelfs de enige van de circa 15.000 soorten tienpotigen (Decapoda) die zich uitsluitend ongeslachtelijk voortplant. Het is een gekweekte soort waarvan geen natuurlijke, wilde populaties bekend zijn. Van de soort bestaan alleen vrouwtjes en vanwege de ongeslachtelijke voortplanting dragen dus alle dieren bij aan de voortplanting. Ze zijn al bij relatief klein formaat (circa 3,5 cm) geslachtsrijp (Hossain *et al.* 2019b). Aangezien ze tot maximaal 400 eitjes per legsel kunnen produceren (Vogt 2008), en circa negen weken tussen reproductieperioden zit (Vogt *et al.* 2004), kan in potentie één marmerkreeft in korte tijd een geheel nieuwe populatie van honderden dieren ontwikkelen. De reproductieperiode duurt van het voorjaar tot en met de herfst (Lemmers *et al.* 2020a; Dobrović *et al.* 2021). Doordat er geen duidelijke reproductiepiek lijkt te bestaan, is er ook geen sprake van een specifiek moment dat de meeste eerstejaars-rivierkreeften een bepaalde grootte hebben waarbij ze het best vangbaar zijn.

FIGUUR 3.6

Het verspreidingsbeeld van de marmerkreeft (*Procambarus virginalis*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich in 8 gemeenten gevestigd/invasief, 23 gemeenten worden acuut bedreigd en 189 bedreigd. Van 150 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden (n=39) of doordat het areaal reeds is gekoloniseerd door een concurrerende soort (n=121, zie ook bijlagen 1-2).



Risico op KRW- en andere natuurdoelen

Het risico van deze soort op KRW- en andere natuurdoelen in geïsoleerde, stilstaande wateren wordt ingeschat als zeer hoog. Voor sloten, droogvallende wateren, laaglandbeken en doorstroommoeras bestaat er een kans dat effecten optreden. In sneller stromende wateren, alsmede in diepe wateren, wordt het risico als laag beschouwd, aangezien vooralsnog geen bewijs bestaat dat de marmerkreeft zich hier kan vestigen.

Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

De marmerkreeft komt niet aan bod in de toekomstvoorspelling van Roessink *et al.* (2024a). Deze soort, die sinds 2004 uit Nederland gemeld wordt, is in de periode 2004-2018 op diverse plaatsen gemeld, waarbij vervolgwaaarnemingen meestal uitbleven. Veel van de eerste uitzettingen lijken nooit aangeslagen. Sinds 2018 zijn er enkele bewezen populaties bekend en neemt het aantal meldingen door uitzettingen (zie bijv. Lemmers *et al.* 2020a) op andere locaties ook sterk toe. De marmerkreeft heeft zich thans in 8 gemeenten gevestigd (NDFF, periode 2014 t/m 2024). 23 gemeenten worden acuut bedreigd en 189 bedreigd. Van 150 gemeenten bestaat een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden of doordat het areaal reeds gekoloniseerd is door concurrerende soorten, in dit geval de rode en de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft. Hierbij is onderscheid tussen de hogere zandgronden en laag-Nederland. De marmerkreeft manifesteert zich in Nederland als specialist van poelen en (zure) vennen. Deze kunnen op korte afstand liggen van aaneengesloten watersystemen met hoge dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeften. Met andere woorden: op de zandgronden lijkt de kans groter dat verschillende *Procambarus*-soorten in elkaars nabijheid optreden. In het sloot en boezemstelsel van laag-Nederland wordt de kans op vestiging van de marmerkreeft niet erg hoog geacht.

3.2.4 Californische rivierkreeft *Pacifastacus leniusculus*

Problematiek

Van de Californische rivierkreeft (figuur 3.7) is bekend dat ze uit eigen beweging over land kunnen lopen om nieuwe wateren te koloniseren (Thomas *et al.* 2018), al is dit in Nederland nog niet eerder vastgesteld. Ook is niet bekend welke afstanden hierbij worden afgelegd. Via het water kan jaarlijks 1,5-6,7 km worden afgelegd (Bubb *et al.* 2004; Bernardo *et al.* 2011; Galib *et al.* 2022b). Hetzelfde geldt voor graafactiviteiten, die in Nederland nog niet zijn vastgesteld maar in het buitenland wel (Stanton 2004; NNSS 2011b; Faller *et al.* 2016). In geïsoleerde (amfibie)wateren bleek de soort in staat om zeer hoge dichtheden op te bouwen (Crombaghs *et al.* 2017). Van oorsprong komt de soort voor in licht-stromende milieus maar ze kan zich ook vestigen in een verscheidenheid aan habitats, waaronder meren, poelen, en snelstromende of langzaamstromende beken en rivieren (NNSS 2011b; Crombaghs *et al.* 2017; Ludányi *et al.* 2022). De Californische rivierkreeft is niet goed bestand tegen droogvallende wateren (Kouba *et al.* 2016). In meren is aangetoond dat de soort negatieve effecten hebben op bentische ongewervelden en het voedselweb (Scordo *et al.* 2023). In kleinere amfibiewateren bleek Californische rivierkreeft ook een negatief effect te hebben op verschillende soorten amfibieën (Van Veenhuisen *et al.* 2026). De Californische rivierkreeft heeft een vrij grote zuurstofbehoefte (Styrishave *et al.* 2007). Met name stromende wateren bieden potentie voor de Californische rivierkreeft om zich te vestigen, enerzijds gezien het stromende (zuurstofrijke) en grindrijke karakter (Ludányi *et al.* 2022), anderzijds omdat dergelijk habitat minder geprefereerd wordt door rode Amerikaanse rivierkreeft. Tevens wordt verwacht dat matig grote tot grote stilstaande wateren met een zand- of grindbodem vestigingspotentie voor Californische rivierkreeft hebben (Sahlin *et al.* 2010). Het is niet bekend of de soort zich in grotere meren tot oevers zal beperken.

Zowel via predatie als de effecten die uit het graafgedrag voortkomen kan de Californische rivierkreeft negatieve effecten veroorzaken op waterplanten (Guan & Wiles 1998; NNSS 2011b; Scordo *et al.* 2023), amfibieën (Vaeßen & Hollert 2015;

Van Veenhuisen *et al.* 2024, 2026), vissen (Guan & Wiles 1997; Peay *et al.* 2009; NNSS 2011b; Vaeßen & Hollert 2015), ongewervelden (Crawford *et al.* 2006; NNSS 2011b; Machida & Akiyama 2013; Vaeßen & Hollert 2015; Ludányi *et al.* 2022; Scordo *et al.* 2023), en op de voedselketen doordat belangrijke schakels van het voedselweb verdwenen (macrofauna) of juist toenamen (algen) (Johnson *et al.* 2010; Vaeßen & Hollert 2015; Scordo *et al.* 2023). In Nederland is graafgedrag door Californische rivierkreeft nog niet vastgesteld. Daarnaast is aangetoond dat de Californische rivierkreeft de verdeling van het grindsubstraat op de bodem van grindbeken en -rivieren kan veranderen. Hierdoor wordt eveneens de morfologie van die wateren aangetast maar ook de benthische vis- en ongewerveldengemeenschap (Johnson *et al.* 2010). Dat zou bijvoorbeeld kunnen leiden op een impact op bodemvissen zoals beek- of rivierdonderpad. In Europa is de Californische rivierkreeft de meest wijdverspreide uitheemse rivierkreeft die via overdracht van de kreeftenpest in de afgelopen decennia een grote impact heeft gehad op populaties inheemse rivierkreeften (Jusilla *et al.* 2021). In Portugal is geconstateerd dat de rode Amerikaanse rivierkreeft samen voorkomt met de Californische rivierkreeft (Bernardo *et al.* 2011). In geïsoleerde wateren bij Tilburg kwamen beide soorten eveneens samen voor, echter verdween Californische rivierkreeft uiteindelijk (Van Veenhuisen *et al.* 2024, 2026).

De ei-afzet van de Californische rivierkreeft piekt in het najaar, waarna de nieuwe generatie vanaf het einde van de zomer daarop groot genoeg is om te worden gevangen met vangtuigen. De eerstejaars-rivierkreeften zijn niet eerder vangbaar omdat ze dan door de mazen van de netten van vangtuigen (netselectiviteit) kunnen ontsnappen.

Risico op KRW- en andere natuurdoelen

Het risico van deze soort op KRW- en andere natuurdoelen in zuurstofrijke geïsoleerde, maar ook stromende wateren wordt ingeschat als zeer hoog. Voor sloten en droogvallende wateren wordt het risico als laag beschouwd, aangezien dergelijke habitats voor Californische rivierkreeft ongeschikt zijn om zich te vestigen.

FIGUUR 3.7

Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) (foto: Paul van Hoof).



Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

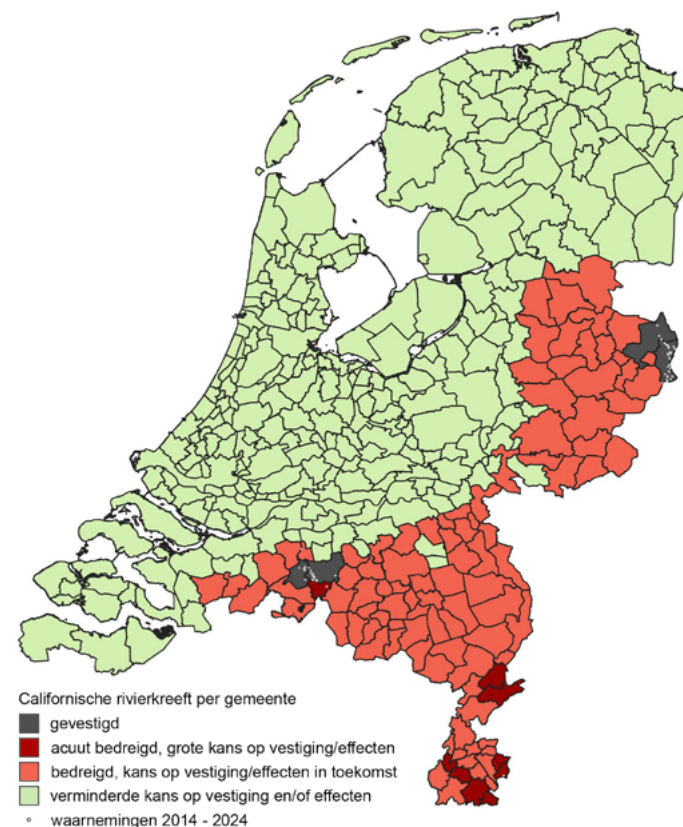
De Californische rivierkreeft is een soort van Noord-Amerikaanse afkomst, die voor het eerst in 2004 in Nederland is waargenomen (Koese & Soes 2011). Het is een zeldzame soort. Er zijn in Nederland twee populaties bekend, namelijk in de stroomgebieden van de Oude Leij bij Tilburg en de Dinkel in Overijssel, beide laaglandbeken (Koese 2021). In de Zuid-Limburgse Geul wordt de soort verwacht, aangezien exemplaren in het bovenstroomse Belgische deel reeds zijn waargenomen (Lemmers *et al.* 2019). In 2023 en 2024 werden dieren gevangen in de Zuid-Limburgse Bleijerheiderbeek, mogelijk is hier sprake van populatievorming.

Het is opvallend dat deze soort in de Oude Leij bij Tilburg tot 2015 zeer abundant was, maar vanaf 2015 na de komst van de rode Amerikaanse rivierkreeft werden de dichtheden Californische rivierkreeften lager (Koese 2021). In de aangrenzende poelen hielden hoge dichtheden van de Californische rivierkreeft langer stand maar na de introductie van de rode Amerikaanse rivierkreeft rond 2022 stortten de populaties van de eerstgenoemde in (Van Veenhuisen *et al.* 2026). Anno 2025 komt de Californische rivierkreeft nog samen voor met de rode Amerikaanse rivierkreeft in een onbekende verhouding.

De Californische rivierkreeft heeft zich thans in 4 gemeenten gevestigd (NDFF, periode 2014 t/m 2024). 9 gemeenten worden acuut bedreigd en 95 bedreigd. De gemeenten die als acuut bedreigd zijn aangemerkt zijn stroomgebieden die direct aansluiten om bestaande populaties, al dan niet in het buitenland. Dit betreft bijvoorbeeld populaties in de Itterbach, een bovenloop van de Roer in België/Duitsland en enkele bovenlopen van de Geul. Als ‘bedreigd’ zijn aangemerkt: alle gemeenten op de hogere zandgronden met beekdalen, ten oosten van de IJssel en ten zuiden van de Vecht (Ov.) Oftewel: grotendeels het oorspronkelijke areaal van de Europese rivierkreeft.

Figuur 3.8

Het verspreidingsbeeld van de Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich in 4 gemeenten gevestigd/invasief, 9 gemeenten worden acuut bedreigd en 95 bedreigd. Van 272 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden (zie ook bijlagen 1-2).



3.2.5 Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft *Faxonius virilis*

! Problematiek

De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (figuur 3.9) koloniseert nieuwe wateren via water en land. Verplaatsingen over land gebeuren met name vanaf het einde van de zomer en in de herfst, met als doel om nieuwe wateren te koloniseren. Hierbij kunnen afstanden worden afgelegd tot 6,5 km (Blomquist 2003). Er is weinig gerapporteerd over de verspreidingssnelheid onderwater. Eén referentie noemt een afstand van 2 km per jaar (Ahern *et al.* 2008), vermoedelijk gaat het sneller in Nederland. De soort is zeer generalistisch en plastisch in de habitatkeuze en kan populaties vestigen in alle watertypen met uitzondering van zoute wateren (Soes & Van Eekelen 2006; Koese & Soes 2011).

De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft is in staat om zeer hoge dichtheden op te bouwen, ook wanneer hier andere soorten zoals de rode Amerikaanse rivierkreeft voorkomen (Rogers & Watson 2013; Heemskerk & Koese 2021; Van Kleef *et al.* 2022). De soort kan agressief zijn naar andere soorten en soortgenoten (bijv. Hale *et al.* 2016), maar het is onbekend wat dit betekent voor de rivierkreeften die in Nederland voorkomen.

De soort is een sterke graver en wordt bijvoorbeeld geassocieerd met de inzakking van weteringoevers (Koese *et al.* 2011). Ondanks het graafgedrag lijkt de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zich niet tot oeverzones van wateren te beperken, in tegenstelling tot andere gravende rivierkreeften zoals rode en gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, die meer aan wateroevers gebonden zijn. Mogelijk wordt dit verklaard doordat de soort ook goed gedijt in relatief dieper water tot 12 m (Jansen *et al.* 2009). De oeverzone lijkt in grote wateren toch van belang voor de rivierkreeften om de levenscyclus te voltooien.

Zowel via predatie als de effecten die uit het graafgedrag voortkomen kan de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft negatieve effecten veroorzaken op

FIGUUR 3.9

Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*) (foto: Paul van Hoof).



waterplanten (Chambers *et al.* 1990; Phillips *et al.* 2009a; Roessink *et al.* 2010, 2017; Van Kleef *et al.* 2022), verslechtering de waterkwaliteit en vertroebeling (Roessink *et al.* 2010, 2017; Van Kleef *et al.* 2022), vissen (Dorn & Mittelbach 2004), predatie van ongewervelden (Hanson *et al.* 1990; Phillips *et al.* 2009a; Van Kleef *et al.* 2022), en op de voedselketen (Hanson *et al.* 1990).

De ei-afzet van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft begint in de winter en piekt in het voorjaar, waarna de nieuwe generatie in de late herfst groot genoeg is om te worden gevangen met vangtuigen (Koese *et al.* 2025). De eerstejaars-rivierkreeften zijn niet eerder vangbaar omdat ze dan door de mazen van de netten van vangtuigen (netselectiviteit) kunnen ontsnappen.

Risico op KRW- en andere natuurdoelen

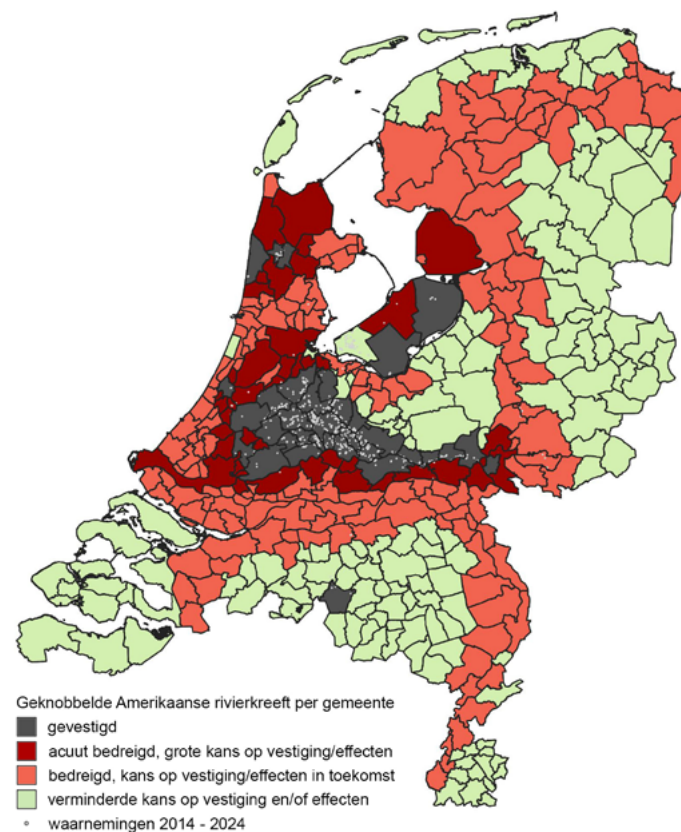
Het risico van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft op KRW- en andere natuurdoelen in stilstaande en langzaamstromende wateren wordt ingeschat als zeer hoog. Voor permanente bronnen, grote rivieren en doorstroommoeras bestaat er een kans dat effecten optreden. In sneller stromende wateren, aangezien vooralsnog geen bewijs bestaat dat de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zich hier kan vestigen.

Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

De verspreiding van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft in Europa is nog beperkt tot enkele landen (Ion *et al.* 2024), maar Nederland vormt het bolwerk van deze soort. De eerste waarneming in Nederland dateert uit 2004 (Koese & Soes 2011). Sindsdien breidt de soort zich steeds verder uit (Koese 2021). Opvallend is de recente, stroomopwaartse uitbreiding via de Kromme Rijn en Nederrijn. De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft heeft zich thans in 34 gemeenten gevestigd (NDFF, periode 2014 t/m 2024). 41 gemeenten worden acuut bedreigd en 157 bedreigd. Van 148 gemeenten bestaat een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden

FIGUUR 3.10

Het verspreidingsbeeld van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich in 34 gemeenten gevestigd/invasief, 41 gemeenten worden acuut bedreigd en 157 bedreigd. Van 148 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden (zie ook bijlagen 1-2).



3.2.6 Calicotrivierkreeft *Faxonius immunis*

! Habitat en problematiek

De habitatvoorkeur, effecten en het gedrag van de calicotrivierkreeft (figuur 3.11) zijn vergelijkbaar met die van de rode Amerikaanse rivierkreeft en daarmee waarschijnlijk ook de risico's (Tricarico & Lucy 2020). De soort heeft de capaciteit om zich over land te verspreiden (Herrmann *et al.* 2018), hierbij kunnen minimaal honderden meters worden afgelegd (pers. comm. A. Herrmann). Er is weinig bekend van de verspreidingscapaciteit onderwater. Op basis van de eerste waarneming in de Rijn uit 1997 (Duitsland) en die van 2025 uit Nederland (Lemmers *et al.* ingediend), waarbij in 28 jaren circa 412 km stroomafwaarts is afgelegd kan worden gesteld dat de soort jaarlijks circa 14,7 km onderwater kan verspreiden.

Omdat de soort nog een beperkte verspreiding in Europa heeft zijn slechts enkele effectstudies beschikbaar. De calicotrivierkreeft kan zich in de meeste zoete stilstaande tot langzaamstromende wateren vestigen en talrijk worden in met name de oeverzones, ook in grotere rivieren kan de calicotrivierkreeft zich vestigen (Hosabettu & Daniel 2025). De soort mijdt relatief diepere wateren (Jansen *et al.* 2009). Ook kan de soort zich niet vestigen in snelstromende beken (Adams *et al.* 2010). Ten aanzien van andere soorten rivierkreeften is de calicotrivierkreeft agressief. Zo is de soort bijvoorbeeld in staat om de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft te verdringen (Chucholl *et al.* 2008).

Door de hoge reproductiesnelheid is de soort in staat om in korte tijd zeer hoge dichtheden op te bouwen (Chucholl 2011). Het type oever sediment blijkt een belangrijke factor voor de vestigingskans; de soort bleek goed te kunnen graven in klei/slib-achtig sediment waaruit oevers van de grotere rivieren bestaan, terwijl holen niet konden worden gegraven in zand en grind (Herrmann & Martens 2024). De aanwezigheid van de soort is lastig vast te stellen bij lage dichtheden (Tricarico & Lucy 2020). Aangezien de soort in het hydrologisch connectieve Rijnstroomgebied voorkomt en zich via de Rijn in stroomafwaartse

FIGUUR 3.11

Calicotrivierkreeft (*Faxonius immunis*) (foto: Paul van Hoof).



naar Nederland uitbreidt, zal snelle actie (rapid response) om de soort te elimineren in aaneengesloten wateren volgens Tricarico & Lucy (2020) naar alle waarschijnlijkheid niet haalbaar zijn. Naast de continue aanvoer vanuit bovenstroomse gebieden is populatiebeheersing lastig uitvoerbaar vanwege de diepe gegraven burchten waarin de dieren kunnen verblijven, alsmede vanwege de hoge reproductieratio. Het treffen van preventieve maatregelen zou wel kansrijk kunnen zijn om verdere verspreiding naar kleinere watergangen te beperken. De soort blijkt slecht te gedijen op wateren met een grindbodem (Herrmann *et al.* 2022).

Zowel via predatie als de effecten die uit het graafgedrag voortkomen kan de calicotrivierkreeft geeft negatieve effecten op waterplanten, amfibieën, macrofauna en de waterkwaliteit (Chucholl 2011; Tricarico & Lucy 2020; Herrmann *et al.* 2022). De soort is een sterke graver en is hierdoor in staat om de morfologie van rivieroever negatief te beïnvloeden (Tricarico & Lucy 2020). Als gevolg hiervan treedt er sneller oevererosie op en kunnen baggerwerkzaamheden vaker nodig zijn.

De ei-afzet van de calicotrivierkreeft begint in het najaar en piekt in de winter. De jongen verlaten de vrouwtjes vanaf april-mei daarop. De nieuwe generatie calicotrivierkreeften is vanaf het einde van de zomer-begin van het najaar groot genoeg om te worden gevangen met vangtuigen. De eerstejaars-rivierkreeften zijn niet eerder vangbaar omdat ze dan door de mazen van de netten van vangtuigen (netselctiviteit) kunnen ontsnappen.

FIGUUR 3.12

Het verspreidingsbeeld van de calicotrivierkreeft (*Faxonius immnis*) per gemeente in Nederland op basis van rivierkreeftwaarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDF, periode 2014 t/m 2024). Deze soort heeft zich vermoedelijk al gevestigd, 1 gemeente wordt acuut bedreigd en 29 worden bedreigd. Van 350 gemeenten bestaat er een verminderde kans op vestiging vanwege minder geschikte habitatomstandigheden (zie ook bijlagen 1-2).



Risico op KRW- en andere natuurdoelen

Het risico van deze soort op KRW- en andere natuurdoelen in stilstaande en langzaamstromende wateren, met name die in uiterwaarden, wordt ingeschat als zeer hoog. Voor grote diepe meren, sloten en kanalen bestaat er een kans dat effecten optreden. Voor permanente bronnen en sneller stromende wateren is die kans als laag ingeschat omdat er vooralsnog geen bewijs bestaat dat de calicotrivierkreeft zich hier kan vestigen.



Calicotrivierkreeft (*Faxonius immunis*) (foto: Paul van Hoof)

Huidige verspreiding en verwachte areaalvergroting

De calicotrivierkreeft komt niet aan bod in de toekomstvoorspelling van Roessink *et al.* (2024a).

De eerste Europese waarneming van de calicotrivierkreeft dateert uit 1993 en is vastgesteld in de Rijn ter hoogte van Stuttgart. Sindsdien breidt de soort zich vanuit de omgeving Stuttgart in het Rijnstroomgebied uit in noordelijke (stroomafwaartse) en zuidelijke (stroomopwaartse) richting (Herrmann *et al.* 2018; Tricarico & Lucy 2020). In 2017 werd voor het eerst een schaar in de Rijn ter hoogte van Düsseldorf gevonden, en een jaar later werd een levend exemplaar in de Düssel aangetroffen (Vermiert 2020; LANUK 2025). Gezien de uitbreiding werd van de calicotrivierkreeft werd al enige tijd verwacht dat deze via de Rijn Nederland zou bereiken. In 2019 werd melding gemaakt van deze soort in de Amerongse Bovenpolder, echter bleek het om afwijkende geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften te gaan (Ottburg *et al.* 2019). In 2025 is een losse schaar aangetroffen in een uiterwaard van de Rijn, nabij de Duitse grens, waarbij de identificatie met DNA later kon worden bevestigd (Lemmers *et al.* ingediend). Verspreidingsonderzoek met eDNA circa 10 maanden later bevestigde het voorkomen in de Klompenwaard.

⇒ HOOFDSTUK 4 MOGELIJKHEDEN VOOR BEHEERSING, ELIMINATIE, INDAMMING

4



Jonge fuut (*Podiceps cristatus*) met rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

4.1 ACCEPTABELE (DREMPELWAARDE)DICHTHEID

Verscheidende uitgevoerde onderzoeken naar handelingsperspectieven voor populaties invasieve rivierkreeften concludeerden dat de eliminatie van populaties in aaneengesloten wateren geen haalbaar scenario is (De Hoop *et al.* 2016; Koese *et al.* 2019; Lemmers *et al.* 2021a, 2024; Steen *et al.* 2023; Roessink & Ottburg 2025). Eliminatie kan enkel worden bewerkstelligd in kleine geïsoleerde met biociden wateren bij niet-gravende rivierkreeften, of door het water te dempen. In beide gevallen wordt de gehele levensgemeenschap dan gedood. Het gebruik van biociden tegen rivierkreeften is in Nederland overigens niet toegestaan. Een alternatief voor eliminatie is het nastreven van een dichtheid van rivierkreeften waarbij geen of weinig ongewenste effecten optreden (Galib *et al.* 2022a), ook wel een drempelwaardedichtheid genoemd.

Eerder is een drempelwaardedichtheid berekend voor rode Amerikaanse rivierkreeft en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft op $<0,9$ rivierkreeften per m^2 (Lemmers *et al.* 2018). In de Molenpolder bleek natuurherstel weer op gang te komen nadat door het actief afvangen van rivierkreeften een flinke populatiereductie van rivierkreeften was gerealiseerd en de rivierkreeftendichtheid was gedaald tot $<0,9$ rivierkreeften per m^2 (Rip *et al.* 2021). Van Giels *et al.* (2023) lieten zien dat groot blaasjeskruid herstellde nadat de populatie rode Amerikaanse rivierkreeft was gereduceerd naar een dichtheid van $0,75 m^2$. De vangstdata verzameld door Van Giels *et al.* (2023) zijn verder geanalyseerd en geconcludeerd werd dat een dichtheid van $<0,7$ rivierkreeften per m^2 , in de meeste Nederlandse stilstaande of langzaamstromende watersystemen als drempelwaarde kan worden beschouwd waarbij watervegetatie zich herstelt (Van Stijn *et al.* 2023). De drempelwaarde is echter niet absoluut en zal per systeem variëren, afhankelijk van onder meer de nutriëntenbalans en andere factoren die betrekking hebben op de robuustheid van een ecosysteem.

Vooralsnog wordt uitgegaan van $<0,7$ adulte rivierkreeften per m^2 om aan te houden als een acceptabele dichtheid, oftewel een minimale streefdichtheid

voor populatiebeheersing. Een belangrijke kanttekening hierbij is dat de reproductiesnelheid van rivierkreeften zeer hoog is. Wanneer een populatiedichtheid wordt teruggedrongen tot exact de drempelwaarde kan men ervanuit gaan dat dit slechts een tijdelijke dichtheid is en dat de populatie zich weer snel kan herstellen. Bij het reduceren van rivierkreeften dient het streven altijd te zijn om de dichtheid zo ver mogelijk terug te dringen.

FIGUUR 4.1

*Door de hoge reproductiesnelheid van populaties invasieve uitheemse rivierkreeften, zoals hier te zien is aan het aantal juveniele rivierkreeftjes onder het achterlijf van een vrouwtje van calicotrivierkreeft (*Faxonius immunis*), kunnen populaties zich al binnen enkele jaren herstellen als er genoeg adulte dieren aanwezig zijn. Daarom dient het streven tijdens populatiereducties altijd te zijn om de dichtheid zo ver mogelijk terug te dringen (foto: Paul van Hoof).*



4.2 MOGELIJKE MAATREGELEN

Hieronder zijn de maatregelen voor eliminatie, beheersing en indamming van populaties rivierkreeften uitgewerkt. Randvoorwaarden zijn tevens besproken. In hoofdstuk 5 komt een tabel aan bod waarin alle randvoorwaarden en per watertype overzichtelijk zijn samengevat. Kosten van de maatregelen zijn in paragraaf 5.3.3 gepresenteerd. Er is in dit onderzoek niet ingegaan op monitoring van populaties of onderzoek naar aan- of afwezigheid van soorten. Voor het laatstgenoemde kan onderzoek met behulp van het meten van eDNA (omgevings-DNA) snel en betrouwbaar uitkomst bieden (Chucholl *et al.* 2021). Ook kunnen de klassieke vangmiddelen zoals kreeftenkorven en -fuike hiervoor worden toegepast.

4.2.1 Rivierkreeftenvangst

Bij rivierkreeftenvangst wordt bedoeld dat rivierkreeften met vangtuigen actief uit waterlichamen worden verwijderd, met als doel om de populatiedichtheid omlaag te brengen en te houden. Dankzij de sterk toegenomen problematiek omtrent rivierkreeften (en deels ook de bewustwording ervan) in de afgelopen decennia heeft er veel innovatie plaatsgevonden met betrekking tot het efficiënter vangen van rivierkreeften (Janssen *et al.* 2023). Rivierkreeftenvangst wordt traditioneel uitgevoerd met de klassieke vangtuigen zoals kreeftenkorven en fuiken (in de Uitvoeringsregeling visserij worden ook kubben genoemd, zie begrippenlijst in paragraaf 2.5) maar recentelijk zijn er ook meer geavanceerde vangtuigen ontwikkeld zoals de Craybar en kreeftencollector (zie figuur 4.2).

Voor het gebruik van alle vangtuigen geldt dat een vergunning van Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) nodig is. Voor het gebruik van die vergunning en de onttrekking van rivierkreeften uit een water is toestemming van visrechthebbende nodig. Aanvullend kan het nodig zijn om toestemming te hebben van de grondgebruiker of -eigenaar om de wateroever te bereiken. Dit kan gaan om agrariërs, terreinbeherende organisaties, waterbeheerder of particuliere eigenaren. Deze partijen kunnen bijdragen aan de rivierkreeftenvangst door betredingstoestemming te verlenen.

Baartmans *et al.* (2021) vergeleken de vangefficiëntie van verschillende vangtuigen, lokstoffen en vangperiodes. Zij concludeerden dat fuiken over het algemeen meer rivierkreeften vangen dan de kreeftenkist, kreeftenbox, het aalkistje en bloemfuik (deze vangmiddelen komen verder niet aan bod in deze studie). Door fuiken te voorzien van aas in een afgesloten korfje werd de vangefficiëntie enigszins verhoogd. De arbeidsefficiëntie kan worden vergroot door de fuiken 72 uur te laten staan (let wel op het dierenwelzijn van de eventuele bijvangst), voordat deze geleegd worden. Ook kan de tijd van het jaar dat wordt gevangen een effect hebben op de vangstefficiëntie. In hoofdstuk 3 is per soort aangegeven op welk moment van het jaar ze groot genoeg zijn om te worden gevangen. Dit kan richtinggevend zijn voor beheersingsinspanningen tegen bepaalde soorten. Echter kan het economisch gunstiger zijn om op een ander moment te vangen (pers. comm. Y. Janssen). Vanaf het late najaar tot in de winter is er namelijk minder sprake van bijvangst, aangroei van algen aan de vangtuigen en is de overleving van vangst en bijvangst door de lage watertemperatuur zeer goed. Hierdoor kan de inspanning (het legen van de vangtuigen) worden verlaagd tegenover een gelijkblijvende opbrengst (vangst), ondanks dat de rivierkreeften minder actief zijn door de lagere watertemperatuur. De arbeidsinspanning per vangst kunnen daardoor in de winterperiode lager uitvallen, ook gelet op de gesloten periode voor aal (1 september - 30 november).

Van rivierkreeftenvangst met reguliere rivierkreeftenvisserij met korven en fuiken is bekend dat het kan leiden tot aanzienlijke populatieafnames (Rip *et al.* 2021; Janssen 2023, Bleile *et al.* 2024). Vangst kan leiden tot herstel van het ecosysteem, maar vereist een voortdurende inspanning om de populatie rivierkreeften te verminderen (Kanters *et al.* 2021). Wanneer de bestrijding echter wordt stopgezet, neemt de dichtheid vaak weer snel toe vanwege de hoge reproductiesnelheid enerzijds en lagere sterfte van juveniele dieren anderzijds aangezien kannibalisme (intraspecifieke predatie) door adulte rivierkreeften tijdelijk verdwijnt. Vangst kan ook een compenserende reactie

van de rivierkreeftenpopulatie teweegbrengen, waardoor de dichtheid van rivierkreeften sterk toeneemt als gevolg van eerdere vangstacties die gericht waren op volwassen exemplaren (Kvistad *et al.* 2023). Daarnaast kan ook het extensief vangen van rivierkreeften (bijvoorbeeld vanwege een te lage visserijdruk met weinig kreeftenkorven of -fuiken) juist leiden tot een toename van de rivierkreeftenpopulatie (Kanters *et al.* 2021). Grotere rivierkreeften (>6 cm) worden doorgaans het eerst gevangen en de grotere rivierkreeften prederen kleine dieren. Extensief vangen van rivierkreeften leidt tot een afname van intraspecifieke predatie, en dus dat de overlevingskans van kleine rivierkreeften toeneemt en daarmee de populatieomvang uiteindelijk groeit.

KADER 1 CONSUMPTIE VAN RIVIERKREEFTEN

Consumptie van rivierkreeften door mensen of gedomesticeerde dieren als beheersmaatregel, zodat de markt (ongestuurde beroepsvissers) vanzelf met commerciële visserij de rivierkreeftenproblematiek oplossen wordt vaak geopperd als een oplossing. Dit klinkt logisch, aangezien bij rivierkreeftenvangst aanzienlijke hoeveelheden rivierkreeften worden verwijderd. Ondanks dat ze lage concentraties contaminanten (dioxinen, PFAS, zware metalen) bevatten worden rivierkreeften als veilig beschouwd om te eten (Roessink *et al.* 2023). De concentraties zijn overigens locatieafhankelijk. Echter, vanwege meerdere redenen biedt dit geen oplossing en kan rivierkreeftenvangst ten behoeve van de consumptie zelfs bijdragen aan verergering van de problematiek.

Er bestaan beroepsvissers die zich voor deel richten op de vangst van rivierkreeften voor de markt, maar voor hen is het economisch niet rendabel om alleen van de rivierkreeftenvangst te bestaan (Schrijver *et al.* 2023). In het beste geval kan namelijk slechts een klein deel van de levende rivierkreeften worden vermarkt voor consumptiedoeleinden, het overgrote deel van de rivierkreeften is niet geschikt vanwege bijvoorbeeld het te kleine formaat (Schrijver *et al.* 2023; Bleile *et al.* 2024; Verboom *et al.* 2025). Bij grote afvisprojecten gaat veel extra tijd gemoeid

met het uitzoeken en in leven houden van rivierkreeften voor de consumptiemarkt, maar dit bleek niet op te wegen tegen de opbrengst van de afzet op de markt (Verboom *et al.* 2025). Noch dekte de markt de kosten van de vangst zelf. Daarnaast concluderen Verboom *et al.* (2025) dat de markt beperkt van omvang is maar ook is er geen sprake van een jaarronde vraag.

Een andere reden is dat beroepsvissers belang hebben bij de instandhouding van rivierkreeftenbestanden en wordt er niet zo zeer gestreefd naar een populatiereductie (Heuts 2012). Maar wanneer beroepsvissers betaald worden voor hun inzet is het economisch rendabel om de niet-marktwaardige rivierkreeften te vernietigen in plaats van ze terug te plaatsen (Schrijver *et al.* 2023). De marktwaardige rivierkreeft kan in een dergelijke situatie dan ook worden vermarkt door de beroepsvisser. Ook de politieke samenstelling van een overheidsbestuur, zoals die van een waterschap, kan invloed uitoefenen op de bestemming van vrijgekomen rivierkreeften (pers. comm. Y. Janssen); er kunnen ethische bezwaren bestaan tegen het bestemmen van dieren als voedsel.

Uit een verkenning naar het gebruik van rivierkreeften voor veevoeder is geconcludeerd dat het in potentie geschikt is, maar het vangen en verwerken tot veevoeder is economisch onrendabel (Miron *et al.* 2022). Bevissing van rivierkreeften heeft in verschillende Europese landen een impuls gegeven aan de opzettelijke verspreiding van uitheemse rivierkreeften met als doel nieuwe, oogstbare populaties te stichten (Ruokonen *et al.* 2018; pers. comm. J. Jussila, L. Edsman, T. Klefoth). Ook in Nederland is dit gebeurd (Anonieme bron, 2026).



Er zijn vrijwel geen voorbeelden bekend waarbij enkel het wegvangen van uitheemse rivierkreeften heeft geleid tot eliminatie van een populatie (Peay 2009). Het enige voorbeeld van eliminatie door middel van vijf jaar intensief wegvangen wordt geclaimd uit Finland (Ruokonen *et al.* 2025; pers. comm. J. Jussila). Het betrof een populatie Californische rivierkreeft welke zich bevond in een meer dat door de aanwezigheid van een slappe veenbodem vrijwel geheel ongeschikt was voor de soort. De populatie bevond zich op een klein deel van de oever waar wel een harde onderwaterbodem aanwezig was. Zoals gebruikelijk werden niet alle rivierkreeften bij de bestrijdingsactie gevangen, maar vooral de grote volwassen dieren. Volgens de onderzoekers is de populatie ingestort door gedurende meerdere jaren de gehele of het overgrote deel van de reproducerende populatie te verwijderen waardoor er vrijwel geen nieuwe aanwas van de populatie optrad.

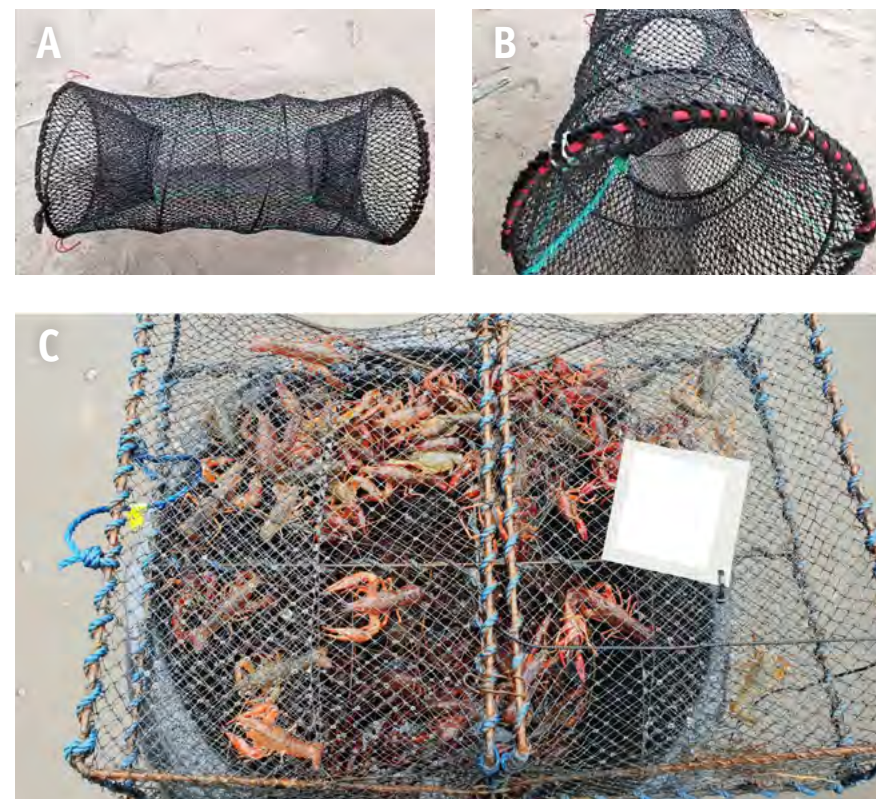
Kreeftenvangst middels kreeftenkorven en -fuiken

Rivierkreeftenvangst middels kreeftenkorven en -fuiken (figuur 4.2-4.3) heeft betrekking op vangtuigen zoals geformuleerd in de Uitvoeringsregeling visserij. Het intensief vangen met korven en fuiken kan een lokale populatie rivierkreeften significant reduceren (Rip *et al.* 2021; Janssen *et al.* 2023). Een problematisch hoge dichtheid van 1,5 rivierkreeften per m² van rode Amerikaanse rivierkreeft in de Distelvinkplas (0,34 ha; Utrecht), onderdeel van het laagveengebied de Molenpolder (52,1 ha wateroppervlak), kon met eenwieksfuiken en kreeftenkorven na anderhalf jaar gereduceerd worden tot een acceptabele dichtheid beneden de gewenste drempelwaardedichtheid (destijds gesteld op 0,9 m²), waarna natuurherstel weer optrad (Rip *et al.* 2021). Van Giels *et al.* (2023) toonden in polder Berkenwoude (veenweide) aan dat met intensief vangen voor een periode van vier weken ongeveer 60% van de populatie rode Amerikaanse rivierkreeften kon worden gereduceerd, kort daarna herstelden de eerste waterplanten. De dichtheid werd toen geschat op 0,75 rivierkreeften per m². Het jaar daarna is weer vier weken intensief gevangen, waarna de dichtheid geschat werd op 0,5 rivierkreeften per m². In het jaar daarna bleek de populatiedichtheid bij aanvang van het vangen tussen 0,6-0,7

rivierkreeften per m² (Van Stijn *et al.* 2023). Na een derde periode van intensieve rivierkreeftenvangst werd de populatie teruggebracht naar een dichtheid van 0,2-0,3 rivierkreeften per m². Als een gevolg hiervan nam de vegetatiebedekking verder toe. Het is niet bekend of de vegetatiebedekking stabiel is gebleven.

FIGUUR 4.2

Voorbeelden van veelgebruikte vangtuigen voor rivierkreeften: A) zij aanzicht en B) vooraanzicht van een springkorf (foto: Yannick Janssen), C) kreeftenkorf (foto: Pim Lemmers).



Rivierkreeftenvangst kent ook nadelen. Het frequent lichten van korven en fuiken kan in sommige ecosystemen leiden tot verstoring van de fauna en oevervegetatie, en kan zorgen in de ondiepe wateren voor tijdelijke extra beroering van het bodemsediment. Maar na verloop van tijd zorgt het verwijderen van rivierkreeften voor een afname van het zwevend stofgehalte (Ter Heerdt & Rip 2020). De vangst kan leiden tot onbedoelde bijvangst van dieren die in de vangtuigen kunnen sterven door verdrinking of door predatie van de rivierkreeften in het vangtuig (bijv. amfibieën, vissen, ongewervelden). Daarnaast vangen de reguliere vangtuigen hoofdzakelijk rivierkreeften ≥ 6 cm. Rivierkreeften < 6 cm worden over het algemeen lastiger gevangen met normale

kreeftenkorven en eenwieksfuiken vanwege de gebruikte maaswijdte in die vangtuigen, maar ook door de geringe actieradius van de kleinere exemplaren in het algemeen. Doordat fuiken eerst vooral grote dominante mannetjes en later vrouwtjes wegvangen nemen de onderlinge interacties af (pers. comm. A. Kouba). Dit vergroot aanvankelijk de mogelijkheden voor jonge dieren om voedsel te vergaren en zich optimaal te ontwikkelen (pers. comm. A. Kouba), waardoor de voortplanting en overleving van jonge dieren toeneemt en (zonder aanhoudende vangst) snel populatieherstel kan optreden (Kanters *et al.* 2021). Echter, bij voldoende hoge en aanhoudende vangstinspanning valt de verhouding verloop van tijd terug naar man:vrouw 50:50 (Bleile *et al.* 2024).

FIGUUR 4.3

Voorbeeld van een eenwieksfuik, die wordt gebruikt voor de vangst van rivierkreeften maar ook voor diverse soorten vissen (foto: Yannick Janssen).



FIGUUR 4.4

Voorbeeld van een tunnelkorf die speciaal is ontwikkeld voor het vangen van oeversgebonden rivierkreeften zoals de rode Amerikaanse rivierkreeft, omdat het vangtuig parallel aan de oever wordt geplaatst: A) bovenaanzicht waarbij de inkelingen goed zichtbaar zijn en B) impressie van de lengte van een tunnelkorf (foto's: Yannick Janssen).



Er hebben diverse innovaties plaatsgevonden op het gebied van fuiken en korven (Janssen *et al.* 2023; Bleile *et al.* 2024; Morbidelli *et al.* 2024). In Nederland betrof het onderzoeken door ATKB naar de efficiëntie van springkorven, eenwieksfuiken, eenwieksfuiken met ontsnappingsmogelijkheid voor onbedoelde bijvangst, en tunnelkorven (figuur 4.4) met ontsnappingsmogelijkheid voor onbedoelde bijvangst. De vangtuigen zijn zodanig doorontwikkeld dat ze steeds

selectiever rivierkreeften vangen waarbij bijvangst is verminderd. Ook zijn de vangtuigen meer toegespitst op de ecologie van rivierkreeften, hetgeen de vangstefficiëntie verhoogt, zoals de tunnelkorven. De tunnelkorven worden in 2026 toegevoegd aan de visserijwetgeving/uitvoeringsregelingen waardoor ze door iedere vergunninghouder kunnen worden ingezet. Ook de parapluikorf als selectief vangtuig zal worden toegevoegd.

FIGUUR 4.5

Handmatige vangst van rivierkreeften kan het best onder nachtelijke omstandigheden gebeuren en in helder water (foto: Pim Lemmers).



Kreeftenvangst met verlagen van de populatie als doel vereist een constante vangstinspanning (Ruokonen *et al.* 2025). Wanneer de inspanning wordt gestaakt neemt de populatiedichtheid weer toe (Janssen & Kampen 2020; Bleile *et al.* 2024). Vangst middels korven en fuiken is daarnaast arbeidsintensief en gaat gepaard met relatief hoge kosten (zie paragraaf 5.3.3). Aangezien de kosten van rivierkreeftenvangst sterk afhankelijk zijn van de omvang, bereikbaarheid en ruimtelijke complexiteit van waterlichamen, zal in de praktijk het jaarlijks beschikbare budget bepalen wat de toepasbaarheid van vangst is als beheermaatregel.

Handmatige verwijdering

Onder geschikte fysieke omstandigheden is het mogelijk om rivierkreeften handmatig te verwijderen. In ondiepe, heldere en snelstromende wateren kunnen rivierkreeften 's nachts met goede zaklampen worden opgespoord en handmatig gevangen (Tricarico *et al.* 2021; figuur 4.5).

Tijdens de nacht verlaten rivierkreeften hun schuilplaatsen en zijn ze erg zichtbaar. Ook in Tsjechië wordt een vergelijkbare methode al enkele jaren toegepast. Daar worden in een bronbeek overdag op zicht rivierkreeften gevangen, bovendien in combinatie met maatregelen die de trefkans van de rivierkreeften vergroten (i.e. verlagen waterspiegel en aanbrengen van gebluste kalk om de dieren uit schuilplekken te pesten). Na drie jaar troffen ze lagere aantallen aan (pers. comm. A. Kouba). Er is geen informatie over de geleverde arbeidsinspanning of de kosten. In dergelijke wateren is het gebruik van fuiken of korven niet mogelijk gezien de ondiepte en relatief sterke stroming. Exacte kosten hiervan zijn niet voorhanden. Het is een arbeidsintensieve methode die slechts een goede zaklamp en waadpak vereist. De toepasbaarheid is echter gering vanwege de zeer gunstige fysieke omstandigheden die ervoor nodig zijn. De effectiviteit van handmatig wegvangen is vergelijkbaar met andere manieren van wegvangen, namelijk een tijdelijke reductie in rivierkreeftenaantallen.

Mechanische rivierkreeftenvangst

Daar waar rivierkreeften met fuiken en korven vaak een hoogfrequente

inspanning vragen voor het legen van de vangtuigen en aanbrengen van aas, is er ook een type bestrijding dat selectief en passief rivierkreeften vangt. Dit wordt ook wel mechanische rivierkreeftenvangst genoemd. Het behoeft een relatief lagere arbeidsinspanning omdat een stationair vangtuig wordt ingezet, waarbij rivierkreeften op eigen kracht een opvangreservoir inlopen. De opvang wordt dan periodiek handmatig gelegeerd of predatoren van rivierkreeften zijn in de gelegenheid om reservoirs legen. Als alternatief kunnen de rivierkreeften worden teruggedleid naar een bepaald watercompartiment. De lange termijn-effectiviteit van mechanische rivierkreeftenvangst is nog onvoldoende onderzocht aangezien de methodieken nog in ontwikkeling zijn, of pas sinds kort worden toegepast. Twee vormen van mechanische rivierkreeftenvangst zijn de Craybar en de kreeftencollector. Ze zijn in ontwerp en uitvoering zeer vergelijkbaar. Hieronder worden ze verder toegelicht.

Mechanische rivierkreeftenvangst: Craybar

De Craybar is een selectief, mechanisch vangtuig voor rivierkreeften dat kan worden ingezet als onderhoudsvisserij na een sterke populatiereductie. Rivierkreeften, die van nature naar schuilgelegenheid zoeken, lopen daarbij een piramideval (selectieve kreeftenkorf die onbeaasd is) in (Van de Haterd *et al.* 2023). Aan de bovenzijde van de piramideval kunnen amfibieën, vissen of ongewervelden, ontsnappen, maar de slechter zwemmende rivierkreeften lukt dat niet. Via een slangensysteem lopen de rivierkreeften verder het vanggedeelte in welke met een buis is verbonden aan een grote opslagbak die op een vaste plaats op het water drijft. Deze verbinding is éénrichtingsverkeer; eenmaal in de piramideval kunnen de rivierkreeften niet meer terug. Door meerdere vallen onder water aan te sluiten op de bak wordt een groter gebied in één keer bevestigd. Ook worden de rivierkreeften in leven gehouden in de opvangbak, omdat er voldoende ruimte is en vers water. De bijvangst is nihil volgens Van de Haterd *et al.* (2023). De opvangbak is toegankelijk voor vogels of zoogdieren die de rivierkreeften gemakkelijk uit de bak kunnen vangen en opeten (figuur 4.6). Hierdoor worden de vogels en zoogdieren ook 'getraind' om rivierkreeften te eten en hun steentje bij te dragen aan de populatieonderdrukking.

FIGUUR 4.6

Een blauwe reiger (*Procambarus clarkii*) in de open opvangbak van de Craybar die een rode Amerikaanse rivierkreeft (*Ardea cinerea*) heeft gevangen. De Craybar is een van de selectief, mechanische vangtuigen voor rivierkreeften (foto: Waardenburg Ecology).



Naast de een voor predatoren toegankelijke opvangbak is het bij de Craybar tevens mogelijk om een gesloten opvangbak toe te passen (pers. comm. F. Helsloot; figuur 4.7). Bijvoorbeeld onder omstandigheden waarbij het niet wenselijk is dat de rivierkreeften door predatoren worden verplaatst kan dit wenselijk zijn, zoals marmerkreeften in geïsoleerde wateren (Lemmers *et al.* 2024). In dat geval dient de opvangbak door mensen te worden geleegd.

Momenteel wordt het systeem getest in wateren rond Schiphol en Dronten tegen rode Amerikaanse rivierkreeft, cijfers van de effectiviteit zijn nog niet bekend. De Craybar is inzetbaar in stilstaande wateren.

FIGUUR 4.7

Impressie van de gesloten drijfbak van de Craybar een van de selectief, mechanische vangtuig voor rivierkreeften (foto: Waardenburg Ecology).



Mechanische rivierkreeftenvangst: kreeftencollector

De kreeftencollector is een systeem dat vangtuigen met een buizensysteem aan elkaar koppelt, waarmee onderhoudsvisserij van rivierkreeften kan worden uitgevoerd (Janssen *et al.* 2023). Evenals de Craybar en de Kreeftensleuf (zie hieronder) wordt de kreeftencollector op een vaste plaats in een waterlichaam aangelegd. Via een netwerk van alle denkbare verschillende vangtuigen gekoppeld aan een buizensysteem, die zijn verbonden met één opvangreservoir, worden de rivierkreeften verzameld. Het reservoir is onbereikbaar voor roofdieren zoals meeuwen of ratten. De bijvangst is nihil en het systeem hoeft niet worden te beaasd. De vangtuigen staan op de onderwaterbodem en gevangen

rivierkreeften lopen via een buizensysteem (eenrichtingsverkeer) omhoog naar een reservoir dat in of op de oever staat. Het is volgens de ontwikkelaars een veel minder arbeidsintensieve methode ten aanzien van korven of fuiken (Janssen *et al.* 2023). Ook gezien de minimale bijvangst, die er bij reguliere fuiken in potentie wel is, heeft de kreeftencollector een voordeel.

In 2026 of 2027 wordt het systeem getest in de Overasseltse en Hatertse Vennen tegen marmerkreeft op basis van een eerdere afweging van mogelijkheden (Lemmers *et al.* 2024). Cijfers van de effectiviteit van de kreeftencollector zijn nog niet voorhanden.

4.2.2 Fysieke barrières

Fysieke barrières kunnen worden getroffen als preventieve maatregel om te voorkomen dat nieuwe gebieden worden bereikt en gekoloniseerd door invasieve rivierkreeften. Aangezien de meeste rivierkreeften in staat zijn om over land te lopen, kunnen barrières op het land worden aangebracht. Maar de verspreiding via het water kan in sommige gevallen ook door barrières worden beperkt.

Landbarrières

Overstapjes

In natuurgebied de Overasseltse en Hatertse Vennen is een effectieve, fysieke barrière op het land geplaatst om de verspreiding van marmerkreeften over land te voorkomen (Lemmers *et al.* 2024). De barrière bestond uit een HDPE-amfibiescherm van 70 cm hoog en 1 mm dik, waarbij selectieve overstapjes voor amfibieën zijn aangebracht (figuur 4.8). Uit experimenten bleek dat het gladde metaal van de overstapjes niet passeerbaar is voor de rivierkreeften, amfibieën kunnen hier wel overheen en hierdoor hun voortplantingswateren bereiken, terwijl die onbereikbaar zijn gemaakt voor de over landlopende rivierkreeften (ongepubliceerde data RAVON). De selectieve overstapjes worden door MIECON BV geproduceerd en geïnstalleerd. Er is onderhoud nodig om de overstapjes functioneel te houden.

FIGUUR 4.8

*Vooraanzicht van een amfibieoverstap bij een amfibiescherm tegen rivierkreeften. Het vormt een fysieke landbarrière voor marmerkreeft (*Procambarus virginalis*) vanwege de gladheid van het metaal, maar amfibieën kunnen het passeren (foto: Pim Lemmers).*

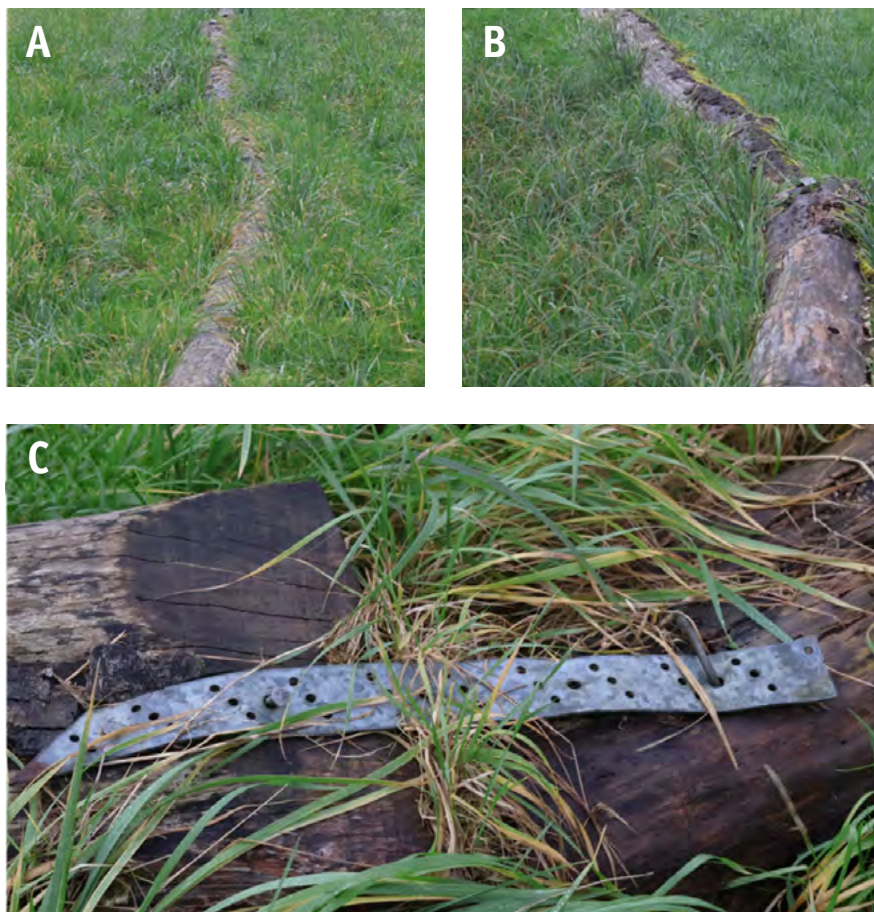


Boomstammen

Een effectieve methode voor het weren van calicotrivierkreeften betreft boomstammen die aan elkaar werden bevestigd met metalen beugels (Schnabler 2016). Vermoedelijk, maar nog niet aangetoond, is deze methode ook toepasbaar bij andere rivierkreeftsoorten. Deze boomstammen werden ingezaagd om goed op elkaar aan te sluiten en om een amfibiepoel geplaatst (figuur 4.9). Amfibieën bleken deze boomstammen goed te kunnen passeren, terwijl de rivierkreeften dit niet lukte en de amfibiepoel vrij van rivierkreeften bleef. Deze methode heeft onderhoud nodig om functioneel te blijven.

FIGUUR 4.9

Aan elkaar bevestigde boomstammen om amfibiepoelen blijken goed te functioneren als rivierkreeftenwerende objecten (conform Schnabler 2016). A) en B) geven een impressie van hoe de boomstammen in het landschap op gaan. C) laat zien hoe de boomstammen bevestigd zijn, het is raadzaam om jaarlijks onderhoud te plegen om rivierkreeften zo min mogelijk gelegenheid te geven om eroverheen te kunnen klimmen (foto's: Alexander Herrmann).



Hellingen

De dispersie van rivierkreeften over land lijkt te worden beïnvloed door de helling van het terrein (Marques *et al.* 2015). Voor rode Amerikaanse rivierkreeft zijn landbarrières getest onder experimentele omstandigheden (Lemmers *et al.* 2022). Hieruit bleek dat >91% van de rivierkreeften naar beneden liep onder hellingshoeken van 20° en 30°, zowel bij een zandsubstraat als een kortgemaaid graslandsubstraat. Op basis van deze resultaten is een veldsituatie aangelegd met een hellingshoek van 50° (figuur 4.10). Uit onderzoek tijdens nachtelijke omstandigheden bleek dat één van de 54 (1,9%) gebruikte rode Amerikaanse rivierkreeften het lukte om tot op het talud te klimmen, hier deed het dier circa 60-75 minuten over (Van Veenhuisen *et al.* 2024). Er is (maai)onderhoud nodig om de barrière functioneel te houden.

FIGUUR 4.10

Een landbarrière die is aangelegd om de rivierkreeftenwerende werking te onderzoeken. Het talud had een hellingshoek van 50° en was ingezaaid met een grasmengsel om een soortenarm en lage vegetatie te ontwikkelen (Foto: Laura van Veenhuisen).



Waterbarrières

Er zijn ook waterbarrières aangelegd in kleinere, lijnvormige watergangen. In sommige gevallen bleken deze barrières succesvol in het voorkomen van kolonisatie van stroomopwaarts gelegen gebieden om inheemse rivierkreeften te beschermen (bijv. Dana *et al.* 2011; Krieg & Zenker 2020; Chucholl *et al.* 2022). Deze methoden houden echter geen rekening met het feit dat opportunistische rivierkreeftsoorten stroomopwaartse barrières kunnen omzeilen door zich over land te verspreiden, om nieuwe wateren of stroomopwaarts gelegen delen van waterlopen te koloniseren.

FIGUUR 4.11

Voorbeeld van een verdeelwerk (stuw) die een watergang verdeelt in twee stuwpanen van verschillende hoogten. Rivierkreeften kunnen niet tegen de stroming in zwemmen of kruipen, maar sommige soorten zullen in staat zijn om het verdeelwerk via land te passeren (foto: Pim Lemmers).



Verdeelwerk

Een waterbarrière in de vorm van een verdeelwerk, ofwel stuw (figuur 4.11), of door middel van duikerbuizen wordt gezien als een effectieve maatregel om verspreiding van sommige soorten rivierkreeften via het water te beperken (Krieg & Zenker 2020; Chucholl *et al.* 2022). Dit betekent dat een waterloop wordt gescheiden in twee stuwpanen van een verschillende hoogten en het water tussen die hoogten naar beneden valt. Rivierkreeften kunnen daar niet tegenin kruipen of zwemmen. Een belangrijke voorwaarde hierbij is dat het bovenstroomse deel watervoerend blijft omdat het stromende water de barrière vormt.

Het grote nadeel van dergelijke barrières is dat het aanbrengen fysieke barrières in watergangen vanuit het oogpunt van de KRW niet gewenst is en ook in strijd met het achteruitgangsprincipe van de KRW, aangezien watergangen dienen juist optrekbaar te worden gemaakt ten behoeve van lokale en diadrome vismigratie. Mogelijk kan een duikerschot (fysieke barrière in een duiker) in sommige gevallen soelaas bieden. Een duikerschot is ontwikkeld om water in een stuwpan vast te houden. Het zou voor rivierkreeften kunnen belemmeren om zich te verspreiden tussen stuwpanen die door een duiker zijn verbonden. Indien het duikerschot onder het normale waterpeil wordt geplaatst hoeft vismigratie hierdoor niet te worden belemmerd. Meer onderzoek naar de effectiviteit van duikerschotten om migratie van rivierkreeften te bepreken is wenselijk.

Kreeftensleuf/kreeftengoot

Een andere waterbarrière betreft de Kreeftensleuf. Het betreft een aanpassing van de eerder ontwikkelde, en erg effectieve, krabbensleuf voor Chinese wolhandkrab (Schoelynck *et al.* 2020). Het principe gaat uit van een opstaande sleuf die in de vorm van een brievenbus die over de gehele breedte van een watergang, op de bodem wordt aangelegd (Cornelis & Brouwer 2022). Rivierkreeften die over de bodem van de lijnvormige watergang lopen, vallen in de sleuf en komen uiteindelijk in een opslagreservoir terecht, of als alternatief kunnen ze terug

FIGUUR 4.12

Kreeftensleuf op een onderzoekslocatie in de laaglandbeek Oude Leij nabij Tilburg (Foto: Michiel Cornelis).



worden geleid naar het compartiment waar ze vandaan komen (figuur 4.12). De bijvangst is nihil. Het reservoir wordt regelmatig geleegd en de rivierkreeften worden afgevoerd.

Uit een mesocosmos-experiment bleek dat de Kreeftensleuf een invangefficiëntie (= hoeveel van de overstekende dieren dat daadwerkelijk gevangen wordt)

heeft van 93% (Roessink *et al.* 2024c). In het veld was de invangcapaciteit in een stromende laaglandbeek vergelijkbaar als onder de experimentele omstandigheden (Ottburg & Roessink 2025). De uiteindelijke efficiëntie van de Kreeftensleuf kan worden verhoogd door meerdere exemplaren achter elkaar te plaatsen. Twee sleuven achter elkaar blijkt 100% effectief te zijn voor het voorkomen van verspreiding van rode Amerikaanse rivierkreeft en Californische in een beekstelsel (Ottburg & Roessink 2025). De krabbensleuf is aangelegd in de langzaamstromende rivier de Elbe, over een rivierbreedte van 40 m (Interreg North Sea 2025), naar verwachting zal dit ook mogelijk zijn voor de Kreeftensleuf.

Parallel aan het moment dat de Kreeftensleuf werd ontwikkeld, is een vergelijkbaar systeem ontwikkeld, namelijk de kreeftengoot (Van Tilburg 2010). De vangstefficiëntie van de kreeftengoot is met 94% vergelijkbaar aan die van de Kreeftensleuf (ATKB 2023). Het ontwerp van de systemen is vergelijkbaar, al wordt ingeschat dat de Kreeftensleuf inmiddels verder is ontwikkeld.

De Kreeftensleuf/kreeftengoot is een kansrijk middel voor het beperken en vertragen van de verspreiding (preventie) van rivierkreeften in (de in- en uitlaatpunten van) lijnvormige watergangen, zonder vismigratie te beperken of aan te tasten (Ottburg & Roessink 2025). De efficiëntie kan worden verhoogd door meerdere Kreeftensleuven/kreeftengoten achter elkaar te plaatsen.

De Kreeftensleuf/kreeftengoot kan ook ingezet worden als barrière tussen deelgebieden binnen een meervormig water (bijvoorbeeld een petgatensysteem, verbonden door kleinere watergangen) door deze op strategische locaties (in de smallere watergangen) te plaatsen. De arbeidsinspanning is afhankelijk van de lokale dichtheid rivierkreeften. Op locaties waar lage dichtheden rivierkreeften voorkomen kan deze controlefrequentie omlaag omdat dan minder rivierkreeften de opvangbakken oplopen en controles hierdoor minder nodig zijn. Ook in de winterperiode zijn minder controlerondes nodig omdat rivierkreeften dan minder actief zijn.

4.2.3 Stimuleren van droogval

Droogpompen

Koese & Wigchert (2022) hebben laten zien dat het droogleggen/-pompen van een tuinvijver met folie effectief is om een marmerkreeftpopulatie te verwijderen. De marmerkreeften konden niet graven in het vijverzeil waardoor alle individuen konden worden gevangen. Van Californische rivierkreeft konden door het droogpompen ruim 2700 exemplaren uit een amfibiepoel worden verwijderd (Crombaghs *et al.* 2017), maar bleken er in de jaren daarna toch nog enkele exemplaren in de poel aanwezig. Dit had mogelijk te maken met enkele dieren die in de modder achterbleven, anderzijds zou het ook om kolonisatie van nieuwe dieren uit de nabijgelegen watergang kunnen gaan.

Uit eerdere ervaring met droogpompen is gebleken dat ingegraven rode Amerikaanse rivierkreeften hiervan weinig problemen ondervinden (Van Veenhuizen *et al.* 2024). Deze dieren verschuilen zich namelijk tot bijna 1 m diep in holen in de oever en kunnen daar lange tijd overleven. Ook in het buitenland vallen de resultaten tegen. Vlachs *et al.* (2025) bespreken bestrijding van marmerkreeft in een kleine poel. Daarbij is de poel gedurende twee winters drooggepompt, bekalkt en zijn tenslotte baarzen uitgezet. Na afloop waren de rivierkreeften flink afgenomen, maar niet verdwenen doordat een deel van de dieren de maatregelen overleefde door zich in te graven. Op Malta is een beek drooggelegd en afgegraven voor de bestrijding van rode Amerikaanse rivierkreeft (Caruana *et al.* 2024), zonder succes.

Bronbemaling wordt regelmatig gebruikt om invasieve vissen te doden (per. comm. M. van der Loo). Mogelijk kan de methode ook voor rivierkreeften werken. Ervaring ontbreekt tot op heden. De maatregel kan worden ingezet in geïsoleerde wateren met een waterdoorlatende bodem (dus niet in vennen met schijngrondwaterspiegels, poelen met kleibodems, en dergelijken). Daarbij worden filters in de ondergrond geplaatst waardoor water wordt weggepompt. Hierdoor daalt de waterstand tot onder de oorspronkelijke onderwaterbodem en is droogval maximaal. Dieren kunnen in dergelijke gevallen overleven in

achtergebleven slib. Dat dient dan ook verwijderd te worden. Voor de soorten in het *Procambarus*-genus (rode Amerikaanse rivierkreeft, gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, marmerkreeft) zal deze methode naar verwachting minder geschikt zijn omdat ze in het hun oorspronkelijke verspreidingsgebied regelmatig te maken hebben met droogval en derhalve goed zijn aangepast op langdurige droogteomstandigheden.

Dempen van wateren

Het (tijdelijk) dempen van (een deel van) wateren kan een effectieve maatregel zijn ter bestrijding van exoten (Van der Loop *et al.* 2023). Met het tijdelijk dempen van wateren wordt bedoeld dat bestaande geïsoleerde wateren voor een bepaalde periode worden gedempt met grond of dat een deel van het water wordt gedempt, bijvoorbeeld een modderige bodem die achterblijft door kweldruk wanneer een water is drooggelegd. Na een periode van enkele maanden tot een jaar wordt de grond weer verwijderd en zal het water gevuld raken door regenwater. Veel insecten en alle amfibieën zijn mobiel en in staat om het water te herkoloniseren. Voor minder mobiele macrofauna, alsmede waterplanten en overige soorten zal een actieve transplantatie nodig zijn om de soorten terug te krijgen en de natuurlijke soortengemeenschap te herstellen.

Er zijn slechts heel weinig gevallen bekend waarin het dempen van wateren is toegepast om invasieve rivierkreeften te bestrijden. Dat heeft er waarschijnlijk mee te maken dat de meeste soorten in open en aaneengesloten wateren voorkomen. Het enige voorbeeld dat voorhanden is betreft een groeve in Israël waar rode Amerikaanse rivierkreeft zich had gevestigd. Deze bestrijding was succesvol in het elimineren van de populatie (Yanai *et al.* 2024). Het tijdelijk dempen heeft als voordeel dat het een relatief goedkope maatregel is. Bovendien komen hier geen chemicaliën bij aan te pas, hetgeen tot een beter maatschappelijk draagvlak leidt dan bijvoorbeeld chemische bestrijding. Met name kleine wateren komen hiervoor in aanmerking. Het is enkel zinvol wanneer het een lokale besmetting betreft die een bedreiging vormt voor andere wateren. Maar deze maatregel zal niet voor alle wateren uitvoerbaar zijn. Noch is

het de vraag wat het maatschappelijk draagvlak is van het dempen van wateren bedoeld voor natuur, aangezien ze permanent ongeschikt worden gemaakt voor flora en fauna.

Verondiepen van wateren

Periodieke droogval van wateren lijkt ervoor te zorgen dat de dichtheden aan marmerkreeften in de Overasseltse en Hatertse Vennen laag blijven doordat de populatie steeds gereset wordt waarna de vennen opnieuw gekoloniseerd worden (Lemmers *et al.* 2024). Aangezien sommige rivierkreeften voor langere tijd (meer dan 10 dagen) in holen kunnen verblijven (Barbaresi *et al.* 2004), dient droogval enige tijd te duren. Voor amfibieën is droogval tegen het eind van de zomer geen probleem omdat de meeste larven dan al gemetamorfoseerd zijn. Droogval van wateren kan voor amfibieënpopulaties juist gunstig zijn omdat zo de dichtheden aan predatoren laag blijven. Het moment van droogval is daarmee belangrijk, te vroege droogval in het voorjaar kan juist negatief uitpakken voor alle soortgroepen.



Overasseltse en Hatertse Vennen

Met de toenemende klimaatverandering is er steeds vaker sprake van langere droogteperiodes in de zomer. Het droogvallen van wateren kan in sommige gevallen worden benut om een water voor rivierkreeften ongeschikt te maken. Tijdens een eerdere studie werden significant lagere dichtheden van rivierkreeften gevonden op plekken waar watergangen waren drooggefallen door klimatologische omstandigheden (Adams & Warren 2005). Het droogval van wateren kan in de hand worden gewerkt door wateren te verondiepen, waarmee wateren voor rivierkreeften ongeschikt worden doordat ze te lang droog staan tijdens zomers. Maar vanzelfsprekend heeft periodieke droogval ook een impact op andere flora en fauna in wateren (Adams & Warren 2005). Verwacht wordt dat het faciliteren van periodieke droogval van wateren een effectieve maatregel tegen invasieve rivierkreeften kan zijn, maar niet overal uitvoerbaar zal zijn vanwege hoge natuurwaarden (bijv. libellen, juffers en andere macrofauna) waarvoor droogval onwenselijk is voor het behoud van die populaties. Het is raadzaam om de verspreiding van die soorten mee te nemen in de keuze van wateren die in aanmerking komen voor de uitvoering van deze maatregel.

4.2.4 Verhoging van de ecosysteemweerbaarheid

Een nadeel van veel van de hiervoor beschreven methoden is dat ze slechts tijdelijk zorgen voor een reductie van de rivierkreeftenaantallen. Indien men stopt met bijvoorbeeld wegvangen, of droogleggen, zal in veruit de meeste gevallen binnen één of enkele jaren de populatie zich herstellen. In theorie kan een goed functionerend ecosysteem er vaak zelf voor zorgen dat invasieve soorten niet talrijk worden. De theorie van ecosysteemwaarbaarheid of invasieresistentie is gebaseerd op de observatie dat veel invasieve soorten alleen problematisch hoge populatiedichtheden bereiken in verstoorde ecosystemen. Met een verstoord ecosysteem wordt een systeem bedoeld door menselijk toedoen (bijv. een te hoge nutriëntenbelasting, kanalisering, bestrijdingsmiddelen, klimaatverandering) dat in verminderde mate op het oorspronkelijke, ongerepte ecosysteem lijkt. Daarbij profiteren de nieuwkomers van kansen die door de verstoring worden geboden, zoals bijvoorbeeld een verhoogde beschikbaarheid van voedsel, minder concurrentie of predatie of onnatuurlijke schuilgelegenheid

(Kanters *et al.* 2025). Ook is het denkbaar dat de exoten worden gefaciliteerd door het beheer, bijvoorbeeld het maaien en baggeren van wateren.

Indien deze theorie ook van toepassing is op invasieve rivierkreeften, dan kunnen natuurherstelmaatregelen die de ecosysteemweerbaarheid verhogen gebruikt worden om de aantallen van een rivierkreeftenpopulatie op een lager en minder schadelijk niveau te stabiliseren (Lemmers *et al.* 2018). De theorie is echter niet waterdicht en in de invasiebiologie zijn ook verschillende andere verklaringen voor de invasiviteit van uitheemse soorten (zie ook paragraaf 4.2.8), zoals het ontsnappen aan natuurlijke ziekteverwekkers of predatoren of het bezetten van een ecologische niche die in het nieuwe areaal ontbreekt. In hoeverre ecosysteemweerbaarheid een rol kan spelen in het beheer van invasieve rivierkreeften is op dit moment nog niet duidelijk en vormt het onderwerp van diverse lopende studies.

Ecosysteemweerbaarheid kan uit verschillende elementen bestaan, die elkaar versterken en ook onderling afhankelijk van elkaar zijn. Voor het laagveengebied de Molenpolder is getracht alle denkbare manieren om de weerbaarheid te verhogen te benoemen en uit te werken in concrete maatregelen (Van Kleef *et al.* 2022). Dit resulteerde in een lijst met verschillende ecosysteemaspecten die in potentie van belang zijn: predatoren, robuuste waterplanten en waterkwaliteit. Bovendien toonden Lemmers *et al.* (2022) aan dat oevermorfologie ook een rol speelt.

Predatie

Het stimuleren en/of uitzetten van predatoren van rivierkreeften, wordt als een veelbelovende aanpak beschouwd om de rivierkreeftenproblematiek te beteugelen (Lemmers *et al.* 2021a, Steen *et al.* 2023; pers. comm. E. Tricarico, M. Morbidelli, A. Kouba, T. Klefoth). In Nederland komen verschillende roofvissen voor die ook rivierkreeften prederen, enkele voorbeelden hiervan zijn aal of paling (*Anguilla anguilla*), baars (*Perca fluviatilis*), Europese meerval (*Silurus glanis*), snoek (*Esox lucius*) en snoekbaars (*Sander lucioperca*) (Lemmers *et al.* 2020b). Daarnaast worden jonge rivierkreeften ook gegeten door driedoornige

stekelbaars (Musil *et al.* 2024), baars, blankvoorn, rietvoorn, zeelt, en zelfs door waterkevers, waterwantsen en grote libellenlarven (Kanters *et al.* in 2025). Ook uitheemse vissen, zoals zonnebaars en zwartbekgrondel blijken rivierkreeften te eten (Lipták *et al.* 2019; Roje *et al.* 2021; pers. comm. E. Tricarico). De aanwezigheid van predatoren kan het gedrag van de rivierkreeften ook al beïnvloeden, zo worden rivierkreeften voorzichtiger en schuwer (Blake & Hart 1993).

Predatoren worden inmiddels op verschillende plekken ingezet om rivierkreeftaantallen laag te houden. In het laagveengebied de Molenpolder worden verschillende soorten roofvissen uitgezet die kreeften prederen zodat de kreeftenpopulatie op de lange termijn wordt onderdrukt en natuurherstel kan plaatsvinden nadat hier ook habitatverbeteringen zijn uitgevoerd (Van Kleef *et al.* 2022). Resultaten van deze pilot zijn op moment van schrijven nog niet beschikbaar.



In een stadsvijver in Vlaanderen zijn karper en snoek uitgezet ter onderdrukking van de marmerkreeftpopulatie (pers. comm. Kevin Scheers). Daarnaast heeft met behulp van aalfuiken en kreeftenkorven tussen april en oktober reductie van de populatie plaatsgevonden. Het is nog niet duidelijk wat het effect van de roofvissen op de marmerkreeftpopulatie is.

Nabij Tilburg is een proef uitgevoerd met het uitzetten van paling om populaties van rode Amerikaanse rivierkreeft te onderdrukken (Van Veenhuisen *et al.* 2024, 2026). Hierbij werden gemiddeld 433 palingen per hectare uitgezet. Alhoewel paling niet zorgde voor een reductie van rivierkreeftenaantallen werd de populatiegroei van rode Amerikaanse rivierkreeft wel significant geremd. De palingen waren vijf jaar na uitzet nog steeds in goede conditie. Ook in Frankrijk is paling met succes ingezet om in combinatie met wegvangen aantallen van rode Amerikaanse rivierkreeft te reduceren. Dichtheid van de uitgezette paling was 1 dier (gemiddelde lengte 55 cm, gemiddeld gewicht 330 gr) per 7,25 m², dat komt neer op 1379 palingen per hectare (Parc naturel regional de Briere 2025). Uit een andere Franse studie werd geconcludeerd dat paling een goede predator is van rode Amerikaanse rivierkreeft (Musseau *et al.* 2015). De palingdichtheid betrof 348 palingen per hectare. De rivierkreeft maakte tijdens twee van de vijf studie jaren de helft van het dieet uit, voor grotere paling was dit tot 63% van het dieet, maar er bestond een voorkeur voor kleinere exemplaren. De inzet van paling leidde tot een aanzienlijke afname van rode Amerikaanse rivierkreeften, waardoor de watervegetatie snel herstelde. Ook in Italië werd geconstateerd dat palingen een geschikte predator is voor rode Amerikaanse rivierkreeft, al bleken de palingen een voorkeur hebben voor kleinere rivierkreeften die recent waren verschaald (Aquiloni *et al.* 2010). In tegenstelling tot de positieve resultaten uit voorgenoemde studies, werd in een Nederlandse labstudie geen effect van paling op geknobbeld Amerikaanse rivierkreeften geconstateerd (Boerkamp *et al.* 2012). Als verklaring wordt genoemd dat de gebruikte rivierkreeften mogelijk te groot waren voor de paling om te eten. Als kanttekening voor het gebruik van paling dient te worden genoemd dat het een bedreigde soort betreft waar voorzichtig mee dient te worden omgesprongen.



In Tsjechië werd als maatregel tegen marmerkreeft een vijver drooggepompt en weer gevuld, gevolgd door de introductie van 50 baarzen en één meerval (Buřič *et al.* 2025). Een jaar later werden hier nog 150 baarzen bijgeplaatst. Drie jaar later konden hier geen marmerkreeften meer worden aangetroffen.

In de Verenigde Staten werd een populatie van een invasieve rivierkreeft vier jaar intensief gereduceerd met vallen, waarna een rivierkreeftprederende vissoort (*Lepomis* sp.) werd geïntroduceerd die rivierkreeft van nature in het dieet heeft (Hein *et al.* 2007; Hansen *et al.* 2013). Na vier jaar zonder vangst bleek de rivierkreeftenpopulatie nog steeds te zijn gestabiliseerd op -99% ten opzichte van de initiële dichtheid als gevolg van de onderdrukking door de roofvissen. Uit de samenvattingen van de voorgenoemde studies komt naar voren dat prederende vissen geschikt kunnen zijn om rivierkreeftdichtheden te stabiliseren op een bepaald niveau. Meer onderzoek in context van de ecosysteemweerstand is nodig om het mechanisme te begrijpen en ook inzetbaar te maken.



Otter (*Lutra lutra*)

Predatoren kunnen ook gestimuleerd worden door het verbeteren van hun habitat. Voor verschillende vissoorten bijv. door het introduceren van waterplanten of aanleggen van natuurvriendelijke oevers (zie figuur 4.14). In de Molenpolder heeft men in 2023 met hout nestgelegenheid aangebracht om de broedgelegenheid van futen te vergroten. Helaas heeft dat (nog) niet geleid tot een grotere broedpopulatie (pers. comm. W. Rip). Naast fuut bestaat er in Europa nog een tiental andere vogelsoorten dat invasieve rivierkreeften in het dieet heeft, zoals dodaars, meerkoet (en andere rallen), blauwe reiger (en andere reigers), geelpootmeeuw (en andere meeuwen), ijsvogel, wilde eend (en andere eenden) en bonte kraai (Giordano *et al.* 2025). In Italië verbetert men de habitatgeschiktheid van vogels die op rivierkreeften prederen. Ook worden in Italië op meerdere plekken populaties van predatoren verstrekt op plekken waar intensief rivierkreeften worden weggevangen.

In het laagveengebied De Wieden is onderzoek gedaan naar predatie van rode Amerikaanse rivierkreeft en gevlekte Amerikaanse rivierkreeft door otters (Lemmers *et al.* 2026). Prooi-resten bestonden vooral uit rode Amerikaanse rivierkreeften, welke beduidend abundanter was in het onderzoeksgebied.

Opvallend was dat de otters met name grote rivierkreeften predeerden, een lengteklasse die voor vrijwel alle andere predatoren niet interessant is vanwege het harde externe skelet die otters wel kunnen breken. Ook werden in alle aangetroffen ottersprijntjes (n= 624) resten van rivierkreeften aangetroffen. Rivierkreeften kunnen een groot deel uitmaken van het dieet van otters.

Robuuste waterplanten

Waterplanten spelen een belangrijke rol in aquatische ecosystemen. Ze zorgen voor verlaging van de concentraties voedingsstoffen in het water. Zij vormen leefgebied van veel soorten, waaronder tal van rivierkreeftpredatoren.

Rode Amerikaanse rivierkreeft, geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft en gestreepte Amerikaanse rivierkreeft staan bekend om dat zij waterplanten afknippen, ontwortelen en/of opeten. Alleen bij een lage dichtheid kunnen waterplanten zich handhaven en onder een dichtheid van 0,9 rivierkreeften/m² ook herstellen (Rip *et al.* 2021; pers. comm. M. Schrama). Er zijn ook enkele soorten die beter tegen rivierkreeften bestand zijn. Dit zijn o.a. groot blaasjeskruid, waterlelie, gele plomp en enkele invasieve plantensoorten (ongelijkbladig vederkruid en waterwaaier).

Herstel van waterplantenbegroeiingen is vermoedelijk essentieel voor het significant vergroten van ecosysteemweerbaarheid, maar wel een uitdaging in aanwezigheid van rivierkreeften. Hier is nog maar weinig ervaring mee. In de Molenpolder loopt een proef waarbij inheemse water- en oeverplanten worden geïntroduceerd na reductie van rivierkreeftenaantallen. Voorlopige resultaten wijzen voorzichtig op herstel van de vegetatie, exacte cijfers zijn nog niet beschikbaar.

Een andere proef is uitgevoerd door de Universiteit Leiden (pers. comm. M. Schrama). Daarbij werden krabbenscheerplanten uitgezet in sloten met rode Amerikaanse rivierkreeften. Onderzocht is of dat leidt tot vestiging van krabbenscheer, herstel van waterkwaliteit en afname van rivierkreeften. Rivierkreeftenaantallen waren op jaarbasis constant maar bij krabbenscheerintroductie hoger in de winter en lager in de zomer. Het toevoegen van krabbenscheer was vooral succesvol in de vroege zomer want dan groeiden de planten en hadden nog lang de tijd voor populatieopbouw.

Dit is een bemoedigend resultaat, want er zijn kennelijk nog wel kansen voor waterplantenherstel in aanwezigheid van rivierkreeften, afgezien van intensief afvangen. In de winter uitzetten bleek weinig succesvol door hoge predatiedruk van rivierkreeften. Vermeld dient te worden dat de locatie relatief ondiep was, veel bagger had en dat de populatieomvang van de rivierkreeften vrij beperkt was in vergelijking met andere wateren in het laagveengebied.

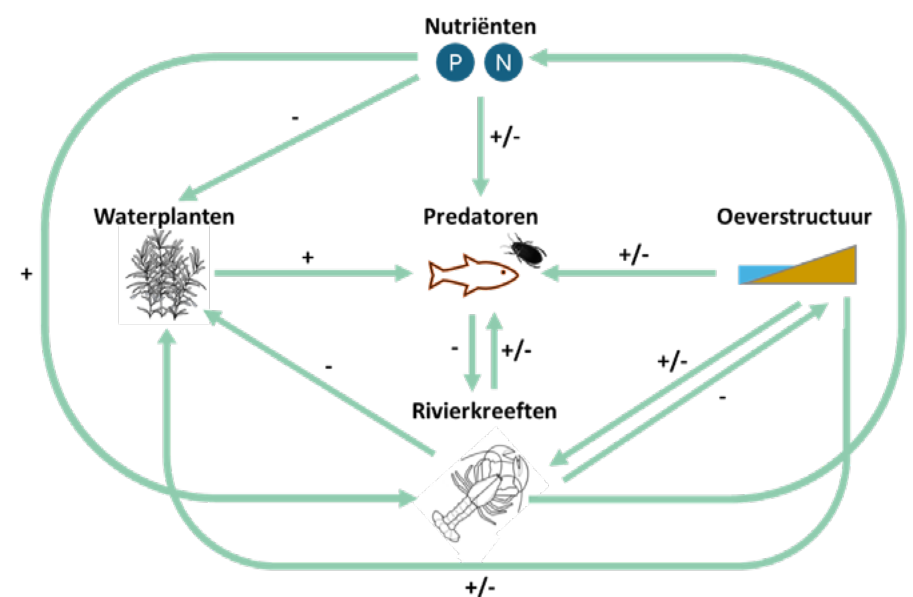
Verbeteren water- & bodemkwaliteit

De kwaliteit (lees: mate van beschikbaarheid van voedingsstoffen, m.n. fosfor) van water en bodem heeft een effect op waterplanten en is daarmee van belang voor ecosysteemweerbaarheid (figuur 4.13; Kanters *et al.* 2025). Helder water en een hoge bedekking van waterplanten is alleen mogelijk bij voldoende lage concentraties van voedingsstoffen en dus bij een goede water- en bodemkwaliteit.

Het verlagen van de externe P-belasting leidt daarom tot een robuuster ecologische levensgemeenschap die mogelijk meer weerstand biedt tegen een sterke populatieontwikkeling van invasieve rivierkreeften (Cusell *et al.* 2020). De basis voor robuuste ecosystemen ligt bij het oplossen van de belangrijkste drukfactoren, namelijk het verminderen van de nutriëntenbelasting (figuur 4.13).

FIGUUR 4.13

Stroomschema met relaties tussen de verschillende stuurfactoren voor laagveensystemen tegen rivierkreeften: nutriënten, waterplanten, predatoren, oeverstructuur en uitheemse rivierkreeften. De figuur is opgebouwd op basis van hiërarchie van de stuurfactoren. Met een '+' is aangegeven dat er sprake is van een versterkende of faciliterende relatie, met een '-' is aangegeven dat er sprake is van belemmering, afname of tegenwerking. Een '+/-' is gegeven wanneer de relaties beide kanten op kunnen werken. Voor oevertype geldt bijvoorbeeld dat het ene oevertype rivierkreeften begunstigt terwijl het andere oevertype de populatiegroottes beperkt. De plussen en minnen zeggen niets over de mate waarin een proces al dan niet gunstig is voor de waterkwaliteit van het watersysteem. Overgenomen uit: Kanters *et al.* (2025).



Directe effecten van voedingsstoffen op rivierkreeften zijn nog niet aangetoond, maar aanwijzingen daarvoor zijn er wel (figuur 4.13; Kanters *et al.* 2025). In de Molenpolder liggen petgaten die ca. 20 jaar geleden gebaggerd zijn, maar ook petgaten waar dat niet is gebeurd. In de ongebaggerde petgaten worden significant meer rivierkreeften gevangen dan in de rest van de Molenpolder, wat duidt op een invloed van de voedselrijke bagger (Van Kleef *et al.* 2022).

Uit een recente literatuurstudie blijkt dat de productie van detritus, wat een belangrijke voedselbron is voor rivierkreeften, bij lage nutriëntenconcentraties voldoende is om ongeveer 1 rivierkreeft per m² te voeden (Kanters *et al.* 2025). Dat is een indicatie dat de detritusproductie in nutriëntenarme ecosystemen limiterend kan zijn. De interactie tussen voedselrijkdom en de dichtheid rivierkreeften behoeft echter nog veel betere onderbouwing.

Ook zijn effecten van nutriëntenovermaat en rivierkreeften soms moeilijk te scheiden. Dat komt doordat beiden kunnen leiden tot een omslag van helder, plantenrijk water naar een troebel, vegetatieloos watersysteem. Zo observeerden onderzoekers van de Universiteit Leiden dat maatregelen ter verbetering waterkwaliteit in aanwezigheid van rivierkreeften leidden tot herkolonisatie van kikkerbeet en andere waterplanten (pers. comm. M. Schrama). Zij concludeerden dat op sommige plekken waterkwaliteitsproblemen dus niet gevolg zijn van rivierkreeften maar van vermestingsdruk.

In de Molenpolder zijn grote zoetwatermosselen uitgezet om een bijdrage te leveren aan verbetering van de waterkwaliteit (filteren van algen en drijvend detritus) en het ecosysteemherstel weer op gang te helpen. Resultaten zijn nog niet bekend.

Maaibeheer

Watergangen worden met regelmaat en volgens de waterschapsleggers geschoond. Eén van de hoofddoelen hiervan is het borgen van goede doorstroming en om wateroverlast te voorkomen. Waterschappen werken conform de Gedragscode bestendig beheer en onderhoud die die regels en

handvatten aanreikt met betrekking tot de werkwijze. Vanuit een ecologisch beheerperspectief worden de oever- en watervegetatie jaarlijks waar mogelijk spaarzaam gemaaid. De gedragscode geldt niet voor andere grondeigenaren die wel een onderhoudsplicht hebben. Daardoor kunnen vegetaties in verschillende watergangen jaarlijks soms geheel worden teruggezet.

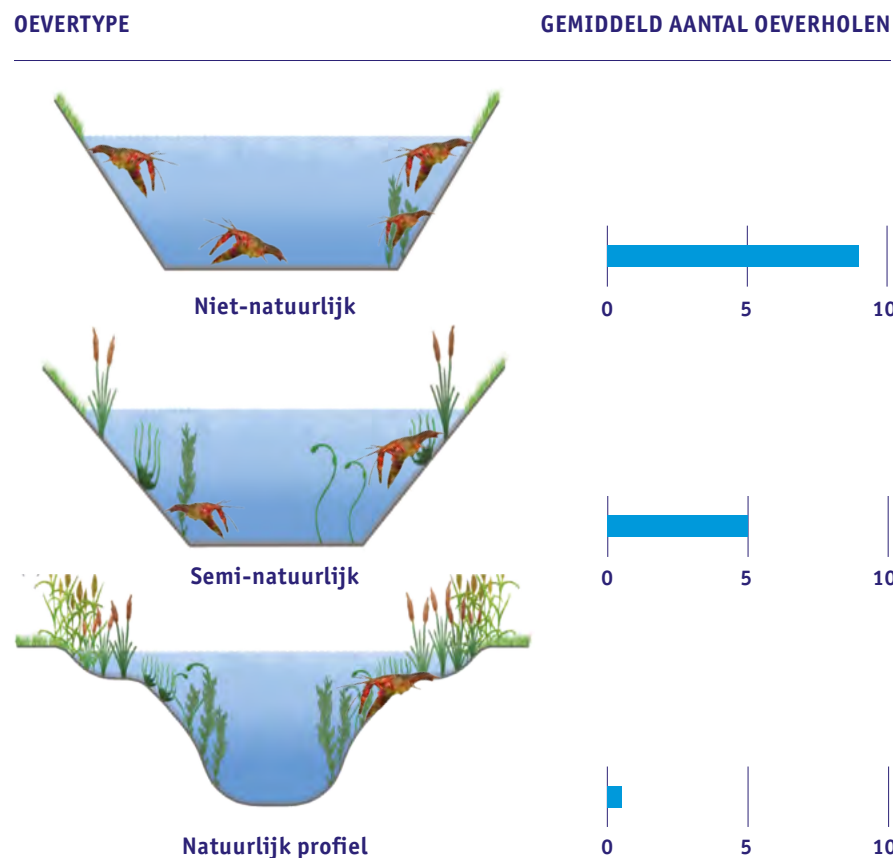
Het is mogelijk dat het maaibeheer rivierkreeften juist faciliteert in de verspreiding, omdat rivierkreeften onbedoeld op de oever terecht komen en lopen naar nieuwe wateren (Crombaghs *et al.* 2017). Ook kunnen rivierkreeften meeliften met de afvoer van maaisel naar andere locaties. Daarnaast wordt verwacht dat een meer natuurlijk maaibeheer waarbij meer vegetatie overblijft juist tot een verhoging van de ecosysteemweerbaarheid leidt (Lemmers *et al.* 2018). Verwacht wordt namelijk dat rivierkreeften gefaciliteerd worden bij een vegetatiearm (gemaakt) systeem terwijl diverse predatoren vegetatie juist nodig hebben voor de voltooiing van de levenscyclus. Het is aannemelijk dat de vegetatieontwikkeling steeds moeilijker op gang komt na het maaien bij een toenemende rivierkreeftenpopulatie, daarmee zou het maaibeheer bijdragen aan soortenarmere watergangen. De Universiteit Leiden voert in stadspark Cronensteyn voor het Hoogheemraadschap van Rijnland sinds het najaar van 2025 een onderzoek uit naar verschillende vormen van natuurvriendelijker maaibeheer en de relatie met de populatieontwikkeling van rode Amerikaanse rivierkreeft. Hiervan zijn nog geen resultaten bekend.

Aanpassen watermorfologie

Er is een aantal studies voorhanden die tonen dat het aanpassen van de oevermorfologie aanknopingspunten geeft voor het verlagen van de ecosysteemdraagkracht voor rivierkreeften. Uit eerder onderzoek in Krimpen aan den IJssel en het Land van Maas en Waal (rivierengebied) bleek dat de dichtheid van holen van rivierkreeften significant hoger was in watergangen met steile oevers (normaalprofiel), vergeleken met de minder steile natuurvriendelijke oevers (Van Giels & Janssen 2018; Lemmers *et al.* 2022; figuur 4.14). Steile oevers lijken dus meer geschikt voor rivierkreeften om in te kunnen graven dan

FIGUUR 4.14

Schematische dwarsdoorsneden van een waterloop waarin drie soorten oevers worden weergegeven: A) niet-natuurlijk (steil profiel en nauwelijks begroeid), B) semi-natuurlijk (steil profiel met enige begroeiing) en C) natuurlijk profiel (licht hellend profiel met een diverse, goed ontwikkelde onderwater- en bovenwaterbegroeiing). Significant minder oeverholen van rode Amerikaanse rivierkreeft werden vastgesteld in oevers met een natuurlijk profiel vergeleken met de twee andere oevertypen. Overgenomen uit: Lemmers *et al.* (2022).



de flauwere natuurvriendelijke oevers. Natuurvriendelijke oevers met een (zeer) flauw oeverprofiel begunstigen daarnaast de ecosysteemweerbaarheid door diverse predatoren van rivierkreeften te faciliteren. Ze bieden namelijk foerageer-, paai- en opgroeigelegenheid voor roofvissen en predatore insecten, en foerageergelegenheid voor rivierkreeftprederende vogels. Dat er bij steile oevers vaak sprake van meer graafschade zien ook agrariërs (pers. comm. Y. Janssen). Grazend vee zorgt ervoor dat de gangen vertrapt worden en de oeverzone naast een sloot lager komt te liggen dan het grasland zelf. Hierdoor is voor veel agrariërs de buitenste twee meter van een perceel niet te maaien, hetgeen zorgt voor een lagere opbrengst voor de agrariër.

In natuurgebied TerraNova (laagveen) werden in sterk begroeide oevers, vergeleken met de kale legakkers die uit veen bestaan, significant lagere dichtheden rode Amerikaanse rivierkreeft aangetroffen (Kanters *et al.* 2025). Het is mogelijk dat de legakkers meer graafgelegenheid en daarmee schuilmogelijkheden bieden, of dat rivierkreeften in vegetatie sneller worden gepredeerd. Er is ook een proef uitgevoerd in stadspark Cronesteijn bij Leiden (veenweidegebied) voor het Hoogheemraadschap van Rijnland, waar het proefgebied al lang geleden is gekoloniseerd door rode Amerikaanse rivierkreeften (Weisbeek & Bleile 2025). Hier is onderzocht wat het effect is van de aanleg van natuurvriendelijke oevers (een flauw talud met verhouding 1:4) op de ontwikkeling van de vegetatie en rivierkreeftenaantallen. Het effect is vergeleken met klassieke steile slootoevers. In de jaren na de aanleg van de flauwe oevers bleek er sprake van een afname van de populatieomvang van de rivierkreeften. Echter kon dit niet één op één worden gerelateerd aan de oevers, omdat er geen inzicht was in andere omgevingsparameters zoals predatie. De oevervegetatie herstelde alleen op de locaties waar deze werd afgeschermd tegen iedere vorm van vraat, dus ook vogels en vee.

In de praktijk zijn veel wateroevers, naast de waterschappen, in eigendom van agrariërs, terreinbeherende organisaties of particuliere eigenaren. Deze partijen kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan het verkleinen van de impact van

rivierkreeften door de inrichting van natuurvriendelijke oevers op hun percelen toe te staan. Het aanleggen van oevers met een natuurlijk profiel kost meer ruimte dan een oever met normaalprofiel. In sommige gevallen laat de heersende situatie (bijvoorbeeld door bebouwing of infrastructuur dicht bij een oever) het niet toe om een natuurvriendelijke oever met 1:4 of 1:5 talud aan te leggen. Het Hoogheemraadschap van Delfland start daarom vanaf 2026 een onderzoek naar een alternatieve oeverinrichting tegen rivierkreeften dat aanzienlijk minder aanlegruimte behoeft. Hiervoor worden twee innovatieve oeverinrichtingen met een flauw talud gecombineerd met een onderwateroeverbeschoeiing, en een innovatieve inrichting met een diepe onderwaterbeschoeiing onderzocht. Deze vormen van oeverinrichting worden in hetzelfde onderzoek vergeleken met drie vormen van klassieke oeverinrichtingen.

Naast verlaging van de draagkracht voor rivierkreeften kan de aanleg van natuurvriendelijke oevers de score van KRW-maatlatten positief beïnvloeden. De heersende lokale omstandigheden zoals bodem, hydrologie en waterkwaliteit (standplaatsfactoren) zijn van invloed op de ontwikkelingsmogelijkheden, zie hiervoor: Sollie *et al.* (2011). Bij de ontwikkeling van flauwe oevers dienen de heersende natuurwaarden altijd te worden meegewogen, het kan namelijk voorkomen dat steile of holle oevers biodiversiteitsbelangen van kwetsbare fauna dienen (diverse libellenlarven, holenbroedende vogels, etc.).

Veel onbekend

Er bestaan de nodige aanwijzingen dat de weerbaarheid van ecosystemen een rol speelt in de mate waarin rivierkreeften dominant kunnen worden en de ongewenste effecten uitoefenen die zij hebben op de biodiversiteit van deze wateren (Kanters *et al.* 2025). In de Molenpolder loopt nu een grote proef waarbij tijdelijk intensief vangen worden ingezet in combinatie met verschillende van de hierboven beschreven processen: verbeteren habitat van verschillende predatoren zoals fuut, uitzetten van paling en meerval, introductie van submerse en emergente waterplanten, uitzetten van waterfilterende mosselen en reductie van nutriënten. Het is niet reëel te verwachten dat de Molenpolderproef alle

vragen over ecosysteemweerbaarheid gaat beantwoorden. Enerzijds loopt men daar tegen allerlei praktische problemen aan bij de uitvoering van maatregelen en bij de snelheid waarmee waterplanten en predatorenpopulaties zich herstellen. Anderzijds is er simpelweg nog veel onduidelijk over hoe rivierkreeftpopulaties (kunnen) worden gereguleerd vanuit door predatoren enerzijds en voedselbeschikbaarheid anderzijds. Bovendien betreft het maar één ecosysteem in het laagveengebied met een bepaalde morfologie en nutriëntendruk.

Alhoewel de theorie van ecosysteembaarheid veelbelovend klinkt, staat de toepassing nog in de kinderschoenen en behoeft nog onderzoek naar onderliggende processen en toetsing van het principe in proefgebieden. Het is belangrijk dat hier snel meer kennis over beschikbaar komt en dat wordt geïnvesteerd in onderzoek. Daarbij wordt wel opgemerkt dat maatregelen die ten goede komen aan het aquatisch ecosysteem tevens als no-regretmaatregelen kunnen worden toegepast.

4.2.5 Chemische bestrijding

Chemische bestrijding heeft betrekking op het in het milieu brengen van een chemisch middel zoals een biocide met als doel om een soort te verwijderen. Chemische bestrijding is controversieel en niet eerder in Nederland uitgevoerd vanwege diverse knelpunten, waaronder juridische (De Hoop *et al.* 2015; Spikmans *et al.* 2022). Ook is het maatschappelijk draagvlak volgens Spikmans *et al.* (2022) laag. Chemische bestrijding van populaties rivierkreeften wordt uitsluitend kansrijk geacht in relatief kleine, geïsoleerde wateren (Van Kleef *et al.* 2023; Lemmers *et al.* 2024). Het werkt specifiek, dit betekent dat het een impact heeft op vrijwel alle fauna en soms ook flora in het water. Bij inzet kunnen vooraf maatregelen worden genomen door het aanwezige onderwaterleven in quarantaine te plaatsen waarna deze na de chemische bestrijding kunnen worden teruggeplaatst. Desondanks zal het naar verwachting niet mogelijk zijn alle soorten en stadia veilig te stellen. De afweging dient gemaakt te worden of dit opweegt tegen de impact van de reeds aanwezige rivierkreeften. Als de

natuurwaarden van een geïsoleerd water door vestiging van een rivierkreeft reeds zo minimaal zijn geworden dan kan het water “resetten” met chemische bestrijding het overwegen waard zijn.

Ongebluste kalk

In Vlaanderen wordt ongebluste kalk ingezet voor het chemisch bestrijden van Afrikaanse klauwkikker (D'hondt *et al.* 2022). Door het toedienen van de ongebluste kalk stijgt de pH sterk naar een waarde boven de 12 waardoor alle organismen worden gedood. Ongebluste kalk is een gevaarlijk, corrosief product dat het gebruik van een veiligheidsuitrusting vereist. Het gebruik van ongebluste kalk zal naar verwachting de pH van met name vennen, op zodanige wijze aantasten dat ze permanent ongeschikt worden gemaakt voor de karakteristieke flora en fauna behorende bij de vennen.



Afrikaanse klauwkikker (*Xenopus laevis*)

Aanzuren van vennen

Rivierkreeften onttrekken calciumcarbonaat uit de omgeving om kalk beschikbaar te maken om het harde exoskelet te vormen, dit proces wordt biocalcificatie genoemd. Bij een verlaging van de pH via verzuring wordt calciumcarbonaat steeds minder en uiteindelijk niet meer beschikbaar voor biocalcificatie, waardoor de rivierkreeften geen exoskelet kunnen vormen en hierdoor geen voedsel meer kunnen verwerken, zich voortplanten of verdedigen. Phillips *et al.* (2009b) beschrijven dat de geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft verdween uit een meer in het natuurlijke verspreidingsgebied tijdens een verzuringsexperiment waarbij de pH met zwavelzuur van 6,8 naar 4,5 werd gebracht. Vanaf het moment dat de pH-waarde beneden de 5,0 kwam verdween de geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft. De pH van het meer herstelde in de zes jaar na het experiment van 4,5 naar 5,8 tot de pH van voor het experiment in de navolgende 13 jaar. Hierdoor herstelden perifrytonalgen, bodemongewervelden en vissen zich ook na verloop van tijd weer in de oeverzone.

Sommige rivierkreeften blijken echter zich bij een lagere pH nog te kunnen handhaven. Dit geldt in ieder geval voor de marmerkreeft die jaren in vennen met een pH van 4,5 voorkomt (Lemmers *et al.* 2024). Dit is zeer laag (en uitzonderlijk) vergeleken met andere soorten rivierkreeften, zoals de witklauwkreeft waarbij een pH beneden de 6 al een kritische grens voor het voorkomen is (Beaune *et al.* 2018). Voor zover bekend is het verzuren van geïsoleerde wateren om invasieve rivierkreeften te bestrijden nog niet eerder toegepast in Nederland. Voor relatief zuurdere wateren zou verzuring een mogelijk geschikte aanpak kunnen zijn aangezien de pH dan slechts enigszins omlaag hoeft te worden gebracht. Voor de niet-zure wateren met een van nature een hogere pH en verwacht wordt dat het verlagen van de pH een grote en langdurige impact zal hebben op de aanwezige flora en fauna. Indien voor deze aanpak wordt gekozen voor het bestrijden van rivierkreeft is kennis vereist dat betrekking heeft op de lethale pH-waarde voor de betreffende soort. Verzuring van wateren naar waarden beneden de pH 4,5 kan nadelige biochemische gevolgen hebben. Tussen een pH van 3,5-4,5 (aluminiumbuffertraject) gaan

aluminiumhydroxiden in oplossing en die zijn zeer giftig. Daarnaast zal de vegetatiesamenstelling bij pH-waarden van 4 en lager sterk veranderen. In een dergelijke situatie zal knolrus de plantengemeenschap gaan domineren en andere soorten verdringen.

Biociden

Er zijn verschillende onderzoeken gepubliceerd over de effectiviteit van biociden op de eliminatie van rivierkreeften (De Hoop *et al.* 2016 en geciteerde referenties hierin). Deze biociden betreffen synthetische pyrethroïden en rotenon. Pyrethroïden zijn insecticiden die vooral toxisch zijn voor vissen, (aquatische) insecten en kreeftachtigen en ook al bij zeer lage concentraties (Werner & Moran 2008). Alle pyrethroïden zijn krachtige neurotoxische stoffen die de zenuwcelfunctie verstoren, met uiteindelijk dodelijke verlamming als gevolg. Het middel rotenon, dat zuurstof aan het water onttrekt, blijkt tevens effectief voor het doden van kreeftachtigen (De Hoop *et al.* 2016). Een belangrijk aspect hierbij betreft of soorten graven (soorten binnen het *Procambarus*-genus zijn over het algemeen sterke gravers; verschillende soorten binnen het *Faxonius*-genus ook). Ingegraven individuen worden niet getroffen door de biocide (Recsetar & Bonar 2015), aangezien ze enkele decimeters tot een meter ingegraven kunnen zijn (Koese & Vos 2013), buiten het bereik van een biocide. De effectiviteit van biocidegebruik valt of staat met het elimineren van alle individuen in een water. De effectiviteit van biocidegebruik ter bestrijding van invasieve rivierkreeften in geïsoleerde wateren wordt als hoog ingeschat. Aan het gebruik van biociden zijn diverse complexe juridische aspecten verbonden (Spikmans *et al.* 2022).

Biocide - pyrethroïden

Van de beschikbare biociden blijken pyrethroïden het best inzetbaar voor de bestrijding van rivierkreeften (Spikmans *et al.* 2022). In Noorwegen is de Californische rivierkreeft met succes bestreden uit vijf wateren door de inzet van een het synthetische pyrethroïde BETAMAX VET® (Sandodden & Johnsen 2010). Dit middel bevat de actieve component cypermethrine dat werd ontwikkeld om zalmluis bij zalmkwekerijen te bestrijden. De wateren waren



tweemaal behandeld met twee nabehandelingen. Ook vissen waren gedood (Sandodden & Johnsen 2010). De studie vermeldt niet of aquatische insecten de behandeling hebben overleefd, al is kans op overleving zeer onwaarschijnlijk. Pyrethroïden (cypermethrine, celtamethrine en cyfluthrine) zijn toxisch zijn voor rivierkreeften (Morolli *et al.* 2006; Lidova *et al.* 2019) en andere aquatische ongewervelden (Schueller *et al.* 2021). Voor amfibieën zijn pyrethroïden eveneens toxisch. Bij larven kan het leiden tot verhoogde mortaliteit (Vanzetto *et al.* 2019), en negatieve gevolgen op de ontwikkeling en groei (Berrill *et al.* 1993). In het Verenigd Koninkrijk is geconstateerd dat amfibielarven van gewone pad en kleine watersalamander eind juni 2012 nog aanwezig bleken, nadat het geïsoleerde water eerder die maand was behandeld met een pyrethrine (PyBlast) om Californische rivierkreeft te bestrijden (O'Brien *et al.* 2013). Geconcludeerd werd dat amfibielarven zich normaal gedroegen en in normale getalen voorkwamen maar dat het biocide de Californische rivierkreeft had geëlimineerd. Pyrethrines lijken chemisch en qua impact op pyrethroïden maar die laatste zijn synthetisch (Schueller *et al.* 2021).

Pyrethroiden en pyrethrines worden als vloeibaar middel toegediend. De afbraaktijd van pyrethroiden verschilt, dit heeft te maken met de absorptiecapaciteit aan kleine deeltjes die in de suspensie en op de bodem aanwezig zijn. Sommige pyrethroiden kunnen er meerdere maanden over doen om af te breken (Gan *et al.* 2005). Het pyrethroïde cypermethrine, dat gebruikt is in Noorwegen voor de bestrijding van Californische rivierkreeft, degradeert echter veel sneller: binnen enkele uren tot vier dagen. In hoge concentraties is het middel schadelijk voor de gezondheid bij mensen en mogelijk carcinogeen. Cypermethrine heeft een laag potentieel voor bio-accumulatie en is niet schadelijk voor zoogdieren en vogels (Schueller *et al.* 2021). Ook het pyrethroïde cyfluthrine heeft volgens Schueller *et al.* (2021) verschillende positieve eigenschappen die gewenst zijn als biocide, waaronder een zekere werkzaamheid tegen rivierkreeften, een veiligheidsmarge voor sommige niet-doelorganismen en een korte aquatische persistentie. Cyfluthrine is ook giftig voor andere ongewervelde waterdieren in de concentraties die nodig zijn voor de uitroeiing van rivierkreeften en afbraaktijd in water is circa 12 dagen. Het natuurlijke pyrethrine PyBlast heeft een halfwaardetijd van uren tot enkele dagen en is tevens effectief ter bestrijding van rivierkreeften (Cecchinelli *et al.* 2012).

In overeenstemming met eerder uitgevoerde studies door Lidova *et al.* (2019), Schueller *et al.* (2021) en Spikmans *et al.* (2022) kan worden geconcludeerd dat synthetische pyrethroiden de meest effectieve biociden zijn ter bestrijding van invasieve rivierkreeften.

Biocide - rotenon

Rotenon is een pesticide dat als insecticide gebruikt wordt in de gewasbescherming en om landbouw- en huisdieren te beschermen tegen o.a. vlooiën en teken (Gupta 2014). Ook voor de bestrijding van waterorganismen die met kieuwen ademen zoals vissen en rivierkreeften is rotenon een aselektief en effectief middel (Wujtewicz *et al.* 2007; Gupta 2014; Dalu *et al.* 2015, Recsetar & Bonar 2015; Schnee *et al.* 2021). Maar er kan ook een hoge mortaliteit bij amfibielarven optreden indien ze op het moment van toediening van rotenon in

het water aanwezig zijn (Billman *et al.* 2012). Voor vissen is rotenon effectiever dan voor rivierkreeften (Schueller *et al.* 2021). Voor de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft bleek rotenon effectief, maar er waren hogere doseringen nodig dan voor vissen die eveneens in de proef werden meegenomen (Wujtewicz *et al.* 2007). Relatief hoge doseringen waren eveneens benodigd voor het doden van geknobbeld Amerikaanse rivierkreeften (Recsetar & Bonar 2015). Schueller *et al.* (2021) beschrijven eveneens dat de lethale concentratie rotenon soortspecifiek is.

Rotenon wordt als vloeibaar middel toegediend (Dawson *et al.* 1991). Het middel breekt van nature af door invloed van zonlicht en temperatuur, en is daardoor niet lang in het milieu aanwezig (Gupta 2014). In natuurlijke wateren bleek de rotenon na 12 dagen niet meer detecteerbaar. De halfwaardetijd is minder dan één dag bij 24 °C (Schueller *et al.* 2021). Bij troebel water kan er absorptie van rotenon aan fijne deeltjes plaatsvinden waardoor het middel minder snel detecteerbaar is. De afbraaksnelheid in geïsoleerde wateren bleek



Geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*)

seizoensafhankelijk, in de zomer is de afbraaksnelheid beduidend hoger dan in het voor- of najaar (Dawson *et al.* 1991). Voor mensen is rotenon ook schadelijk, maar wel bij veel een aanzienlijk hogere dosering dan voor aquatische soorten (Gupta 2014). Blootstelling aan het middel in hoge concentraties kent een mogelijke neurologisch risico's (zie geciteerde referenties in Schueller *et al.* 2021). Er dient dus met voorzichtigheid te worden omgesprongen met rotenon. Rotenon bio-accumuleert niet. Het gebruik van pyrethroiden wordt effectiever geacht om rivierkreeften te bestrijden dan rotenon.

4.2.6 Feromonen

Feromonen zijn hormonen die een aantrekkend effect kunnen hebben op seksueel actieve mannetjes van een bepaalde soort (Aquiloni & Gherardi 2010). Beasde vallen in het algemeen bleken echter beter te werken dan de inzet van feromonen voor rode Amerikaanse rivierkreeft. Er bestaat een mogelijkheid dat de inzet van de juiste feromonen in de juiste concentraties aanvullend kunnen werken op aas, hierover is nog te weinig bekend. Naar verwachting zijn feromonen ook nog niet beschikbaar voor alle soorten rivierkreeften en het is onbekend welke kosten en tijd met de ontwikkeling ervan gemoeid gaan. Vanzelfsprekend zijn feromonen niet inzetbaar voor de marmerkreeft, waarvan alleen vrouwtjes bestaan.

4.2.7 Introductie van ziekten

Rivierkreeften zijn gevoelig voor specifieke bacteriën, virussen en schimmels. Verschillende studies onder laboratoriumomstandigheden hebben aangetoond dat hoge sterfte kan optreden door infecties met parasieten en ziekteverwekkers (Davidson *et al.* 2010; Freeman *et al.* 2010). Vaak is echter slecht onderzocht wat de neveneffecten van de inzet van dergelijke biologische bestrijders is op inheemse kreeftachtigen (bijvoorbeeld vlokreeften) en andere (ongewervelde) dieren. Bestrijdingsmaatregelen met onbekende risico's, zoals de introductie van nieuwe (uitheemse) ziekten en parasieten, passen niet binnen het natuurbeleid. Het is tevens niet uitgesloten dat ook de Europese rivierkreeft vatbaar is voor sommige ziekten. De introductie van ziekten wordt daarom op voorhand als ongeschikt beschouwd.

4.2.8 Combinaties van maatregelen

De in voorgaande paragrafen beschreven maatregelen hebben ieder hun eigen voordelen, beperkingen en daardoor eigen specifieke toepassingen. Zo ligt het voor de hand om bestrijdingsmaatregelen waar mogelijk te combineren met land- en waterbarrières om nieuwe vestiging van rivierkreeften te voorkomen. Ook maatregelen, die de draagkracht van een watersysteem voor rivierkreeften verlagen, zoals het ontwikkelen van natuurlijke oevers en het reduceren van de nutriëntenbelasting, kunnen gelijktijdig met bestrijdingsmaatregelen genomen worden.

Een andere zinvolle manier om maatregelen te combineren ontstaat wanneer het doel van bestrijding in de loop der tijd verandert. Vaak zal de start van een rivierkreeftenaanpak bestaan uit het sterk reduceren van de dichtheden tot het niveau dat schadelijke effecten tot een acceptabel niveau zijn gedaald. Hiervoor zijn vangtuigen als kreeftenkorven of -fuiken het meest geschikt. Wanneer een voldoende lage populatiedichtheid is gerealiseerd, ontstaat een behoefte aan maatregelen die met een kleinere inspanning de rivierkreeftenpopulatie op het lage niveau te behouden. Op dat moment kunnen mechanische vangmiddelen zoals de kreeftencollector of ecosysteemmaatregelen zoals het uitzetten van predatoren ingezet worden. Deze laatste combinatie van sterke populatiereductie en daarna opgevolgd door de uitzet van roofvis is door Hein *et al.* (2007) en Hansen *et al.* (2013) beschreven als succesvol voor duurzaam onderdrukken van een rivierkreeftenpopulatie.

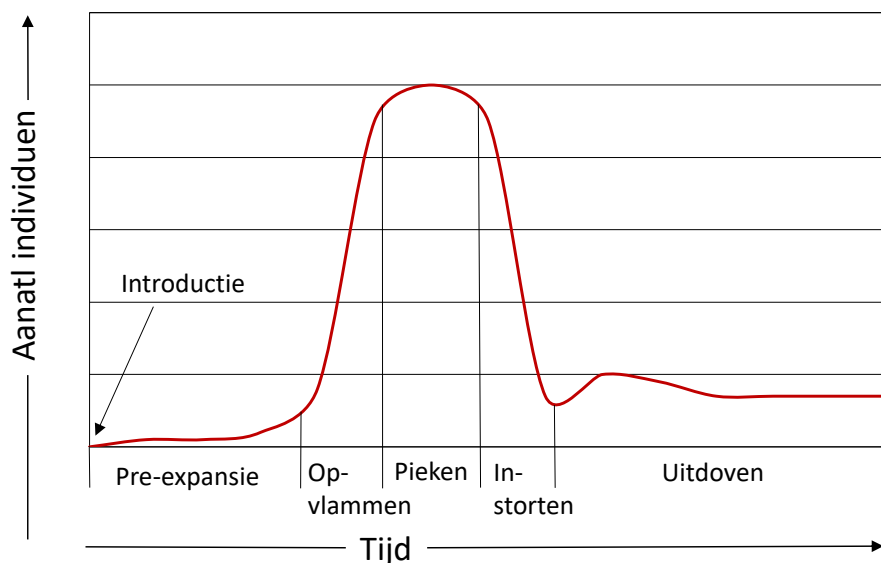
Het huidige repertoire van bestrijdingsmethoden heeft beperkingen. Zo zijn de huidige vangmiddelen het meest effectief in het vangen van grote mannelijke rivierkreeften, terwijl vrouwtjes en jonge dieren minder of slechts een deel van de tijd worden gevangen. Als er in de toekomst methoden beschikbaar komen, die juist deze groep van rivierkreeften weet te vangen, dan is het combineren van oude en nieuwe vangmethoden een goed idee. Vervolgonderzoek dient zich in ieder geval te richten op het bepalen van de effectiviteit van maatregelen in combinatie.

FIGUUR 4.15

Schematische weergave van de opeenvolgende fasen van de invasiedynamiek, aangepast naar: Leuven (2023) en overgenomen uit: Lemmers (2024). Na de introductie van een invasieve uitheemse soort zijn de abundantie en impact ervan over het algemeen laag (pre-expansiefase).

Naarmate de tijd verstrijkt, bevindt de zich verspreidende exoot zich in de opvlamfase en nemen zijn abundantie en effecten exponentieel toe totdat een piekfase wordt bereikt. Na verloop van tijd treedt de instortfase in en neemt de abundantie af.

Ten slotte stabiliseren de abundantie en effecten van een indringer zich op een lager niveau tijdens de uitdooffase, vanaf dan wordt vaak ook van een ingeburgerde exoot gesproken. De aanwezigheid wordt vaak geregistreerd tijdens de opvlamfase. Het is onbekend hoelang dit proces voor rivierkreeften duurt, de rode Amerikaanse rivierkreeft lijkt in Nederland en daarbuiten al decennialang in de opvlamfase te zitten.



4.2.9 Niets doen en wachten op een natuurlijk evenwicht

Soms wordt gesuggereerd dat het niet nemen van beheersmaatregelen, oftewel niets doen een geschikt handelingsperspectief is, omdat de problemen met invasieve soorten uiteindelijk door natuurlijke processen, en uiteindelijk een natuurlijk evenwicht, zullen worden opgelost (Brown & Sax 2004; Simberloff 2009). De dynamiek van invasies bestaat vaak uit opeenvolgende fasen waarin invasieve soorten een opvlam- en uitdoofdynamiek vertonen (Haubrock *et al.* 2022; Leuven 2023; figuur 4.15).

Na de introductie zijn de abundantie en de effecten van de invasieve soort over het algemeen gering: de pre-expansiefase (Leuven 2023). Naarmate de tijd vordert en de omgevingsomstandigheden gunstig zijn, verspreidt de invasieve soort zich in de opvlamfase en nemen zijn abundantie en impact exponentieel toe tot een piekfase wordt bereikt. Na verloop van tijd breekt de instortfase aan en neemt de abundantie af. Ten slotte stabiliseert de abundantie van de soort zich op een lager niveau tijdens de uitdooffase en wordt zijn impact marginaal. Deze dynamiek houdt in dat een invasieve uitheemse soort zeer grote dichtheden kan vormen doordat hij niet wordt onderdrukt door ziekten, parasieten en natuurlijke predatoren, en door een overschot aan beschikbare middelen (bijv. voedsel of habitat) die niet efficiënt of slechts deels worden benut door inheemse soorten (Strayer *et al.* 2017).

Het ontbreken van natuurlijke onderdrukking verhoogt het overlevingspercentage en het voortplantingssucces van de invasieve uitheemse soort en daarmee de kans op het vormen van grote populaties (Torchin *et al.* 2003; Mastitsky *et al.* 2010; Gendron *et al.* 2012). Wanneer inheemse parasieten en roofdieren na verloop van tijd vertrouwd raken met de soort, of wanneer ziekten en/of parasieten uit het oorspronkelijke verspreidingsgebied ook worden geïntroduceerd, wordt de populatie op natuurlijke wijze gereguleerd of kan deze zelfs instorten. Hoelang dit proces duurt, kan nooit van tevoren worden bepaald. De aanwezigheid van de soort wordt vaak geregistreerd wanneer deze zich tijdens de opvlamfase (figuur 4.15) verspreidt. Uitroeijing is alleen haalbaar in

gevallen van beperkte verspreiding, wat vaak niet het geval is bij soorten tijdens de opvlamfase (Lemmers 2024). Ook in latere fasen is uitroeiing vaak onhaalbaar en kostbaar, en in deze gevallen is alleen lokale mitigatie mogelijk om de nadelige effecten van invasieve uitheemse soort tegen te gaan.

Het type habitat is ook van belang bij de kans op een invasie. Hoofdstuk 3 en paragraaf 5.3.1 laten zien dat niet iedere soort rivierkreeft evenveel potentie om invasief te worden in alle watertypen. Dit heeft te maken met de habitatvoorkeuren van de soort, die ook wel kan worden uitgedrukt in een ecologische amplitude. Zo kan de rode Amerikaanse rivierkreeft zich bijvoorbeeld wel vestigen in de snelstromende en zuurstofrijke heuvellandbeken met een kiezelbodem, maar wordt niet verwacht dat de soort dusdanig hoge dichtheden zal gaan vormen dat de soort hier invasief wordt. Juist in stilstaand water, eventueel zuurstofarm, met een zachte bodem voelt de soort zich thuis. De kans dat een rode Amerikaanse rivierkreeft zich in dergelijk habitat kan vestigen en invasief wordt is zeer hoog. Andersom heeft de Californische rivierkreeft juist wel een voorkeur voor de snelstromende heuvellandbeken en kunnen hier hoge dichtheden van de soort worden verwacht, maar in zuurstofarme wateren zal deze soort niet invasief kunnen worden. In de context van het afwegingskader is dit belang om te overwegen of het nuttig is om maatregelen te treffen tegen een bepaalde soort in een bepaald watertype (ofwel, als de kans op een invasie laag is dan hoeven geen maatregelen te worden getroffen).

Het is onmogelijk te voorspellen binnen welk tijdsbestek de invasiedynamiek zal plaatsvinden en daarmee wanneer populaties van invasieve uitheemse soorten zullen instorten (Lester & Gruber 2016; Strayer *et al.* 2017). Bovendien is het mogelijk dat deze soorten worden vervangen door schadelijkere soorten, zoals momenteel het geval is met uitheemse grondels en gammariden in grote rivieren (Leuven *et al.* 2009; Van Kessel *et al.* 2013; Leuven 2017), maar bijvoorbeeld ook van de Californische rivierkreeft die in amfibiewateren bij Tilburg afnam na kolonisatie door rode Amerikaanse rivierkreeft (Van Veenhuizen *et al.* 2024, 2026), of gevlekte Amerikaanse rivierkreeft door de rode Amerikaanse rivierkreeft



Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius limosus*)

(Kanters *et al.* 2025). De ineensstorting van populaties van invasieve soorten manifesteert zich vaak pas op de lange termijn (waarschijnlijk decennia tot eeuwen). En zolang verdere uitbreiding nog plaats kan vinden (dus wanneer er nog geen sprake van een verzadiging is), is het onwaarschijnlijk dat populaties op landelijk niveau zomaar ineensstorten. Het is niet ondenkbaar dat dit al van toepassing is op de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, die sinds 1968 in Nederland aanwezig is, en waarvan lokale populatiedichtheden laag zijn. De rode Amerikaanse rivierkreeft komt sinds 1985 voor in Nederland, en nog steeds in hoge dichtheden. Voor deze soort bestaan nog geen indicaties van instortende populaties. Of en wanneer dit gebeurt, en op welke dichtheden de soort zich dan zou stabiliseren, is niet duidelijk. Vanwege de hoogoplopende problematiek is het daarom bij rivierkreeften niet verstandig om te wachten op een natuurlijk evenwicht, maar in te grijpen op locaties waar effecten ongewenst zijn.

⇒ HOOFDSTUK 5 AFWEGINGSKADER RIVIERKREEFTEN



5

Het afwegingskader vormt een hulpmiddel voor waterbeheerders door handvatten te geven bij de besluitvorming over welke maatregelen effectief zijn om te treffen tegen invasieve rivierkreeften. Het geeft niet aan in welke wateren maatregelen getroffen dienen te worden; dit is een keuze die eerst door waterbeheerder zelf dient te worden gemaakt, bijvoorbeeld door wateren met hoge biodiversiteits-waarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins te prioriteren. Zodra de prioritering is gedaan, kan door middel van het afwegingskader worden bepaald wat wel of geen kansrijke maatregelen zijn in een bepaald watertype.

Voor iedere soort rivierkreeft (rode Amerikaanse rivierkreeft, gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, marmerkreeft, Californische rivierkreeft, geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en calicotrivierkreeft) is een separaat afwegingskader uitgewerkt in Microsoft Excel (xlsx-bestanden). Deze afwegingskaders zijn te downloaden via de STOWA site.



AFWEGINGSKADERS SOORTEN

5.1 BESLISBOOM EN DE TE DOORLOPEN STAPPEN

Er zijn verschillen te verwachten tussen ieder watertype als het gaat om de invasiviteit en de te verwachten effecten (zie paragraaf 5.3.1 voor een overzicht van deze verschillen tussen de gevoeligheid van het watertype voor een soort om hoge dichtheden te vormen en problemen). Het is dus belangrijk om eerst te bepalen om welk watertype het gaat voor de uitkomsten van het afwegingskader. Het watertype kan worden bepaald met behulp van tabel 2.1. Per watertype en rivierkreeftensoort is ook sprake van verschillende randvoorwaarden, deze zijn in tabel 5.1 opgenomen en uitgelegd.

De onderstaande stappen dienen te worden doorlopen om tot een juiste afweging te komen.

➤ STAPPENSHEMA AFWEGINGSKADER

STAP 1: Om welke soort rivierkreeft gaat het?

De eerste stap om te bepalen om welke soort rivierkreeft het gaat.

- I. In de praktijk worden nog wel eens fouten gemaakt met de determinatie van rivierkreeften, daarom kan het verstandig zijn om de determinatie door een derde partij (met kennis) te laten controleren.
- II. Het kan ook gaan om een soort die nog niet aanwezig is, maar wordt verwacht en waarna preventieve maatregelen van toepassing kunnen zijn. Om richting te geven aan de inschatting of de rivierkreeft kan worden verwacht zijn in Hoofdstuk 3 kaarten per soort opgenomen van de huidige (acuu) bedreigde en niet bedreigde gemeenten.
 - a. Het is altijd mogelijk dat een rivierkreeft ver buiten de bekende verspreiding wordt waargenomen, als een gevolg van uitzettingen door mensen.
 - b. Voor de grensregio's is het raadzaam om ook te kijken naar verspreidingen van rivierkreeften over de grens. Voor Vlaanderen is hiervoor het project Craywatch van het INBO erg geschikt (Craywatch 2026). Voor de overige grensregio's kunnen de platforms World of Crayfish (Ion *et al.* 2024), iNaturalist en Observado worden geraadpleegd.
- III. Bij vaststellen van het voorkomen van een bepaalde soort kan het raadzaam zijn om een inventarisatie uit te voeren om zicht te krijgen op de lokale populatiedichtheid en -omvang.

STAP 2: Om welk watertype gaat het?

Vervolgens dient duidelijk te worden om welke van de 13 watertypen het gaat (zie tabel 2.1, en deze is opgenomen in iedere Toelichting-tabblad van het Excelbestand). Een belangrijk aspect hierbij is of het een aaneengesloten water betreft of geïsoleerd water, en een klein of groot water. Voor geïsoleerde wateren, en met name kleinere wateren zijn meer geschikte maatregelen voorhanden dan voor grote, aaneengesloten wateren.

- I. Tabel 2.1 bevat een uitleg van alle watertypen. Ook wateren die geen KRW-

typering hebben, kunnen op basis van hun eigenschappen worden toegekend aan één van de 13 watertypen. Kijk hiervoor in de kolom: “Relevante (a)biotische parameters/eigenschappen gerelateerd aan gevoeligheid rivierkreeften” en bepaal onder welk watertype het betreffende water het best past.

- II. In paragraaf 5.2 is uiteengezet welke wetgeving van toepassing kan zijn en welke partijen verantwoordelijk (kunnen) zijn in het betreffende watertype.
- III. In paragraaf 5.3 is overzichtelijk weergegeven welke watertypen het meest of minst gevoelig zijn voor soorten om zich te vestigen en al dan geen problemen te veroorzaken.
- IV. Bij verschillende watertypen in één watersysteem kan het een overweging zijn om het meest gevoelige watertype als (conservatief) uitgangspunt te nemen in dit stappenschema.

STAP 3: Wat is de gevoeligheid van het watertype voor de soort?

De gevoeligheid van het watertype voor de betreffende soort rivierkreeft bepaalt of (zeer) hoge dichtheden te verwachten zijn, en daarmee of er een urgentie bestaat om maatregelen te treffen.

- I. Wanneer het watertype als Niet gevoelig wordt verondersteld, dan is het niet urgent om maatregelen te treffen. Monitoring kan wel belangrijk zijn om te bepalen of er veranderingen in populatiedichtheden optreden die aanleiding geven om toch maatregelen te treffen (en het afwegingskader bij te stellen).
- II. Bij watertypen die als Vestigingsgevoelig worden beschouwd kan het raadzaam zijn om maatregelen te treffen. Overwegingen om maatregelen wel te treffen zijn een mogelijke impact op natuurdoelen, beschermde of prioritaire soorten en habitattypen.
- III. Bij watertypen die als Invasiegevoelig worden beschouwd kan het raadzaam zijn om maatregelen te treffen. Naast voorgenoemde overwegingen die aan natuur zijn gerelateerd, speelt bij de Invasiegevoelige wateren ook socio-economische impact vanwege de zeer hoge rivierkreeftendichtheden die aannemelijk zijn. Denk bij deze categorie aan verzakkingen en afkalving van oevers, schade aan infrastructuur of bedreigingen voor de waterveiligheid.

STAP 4: Bestaan er vanuit een te verwachten impact overwegingen om maatregelen te treffen?

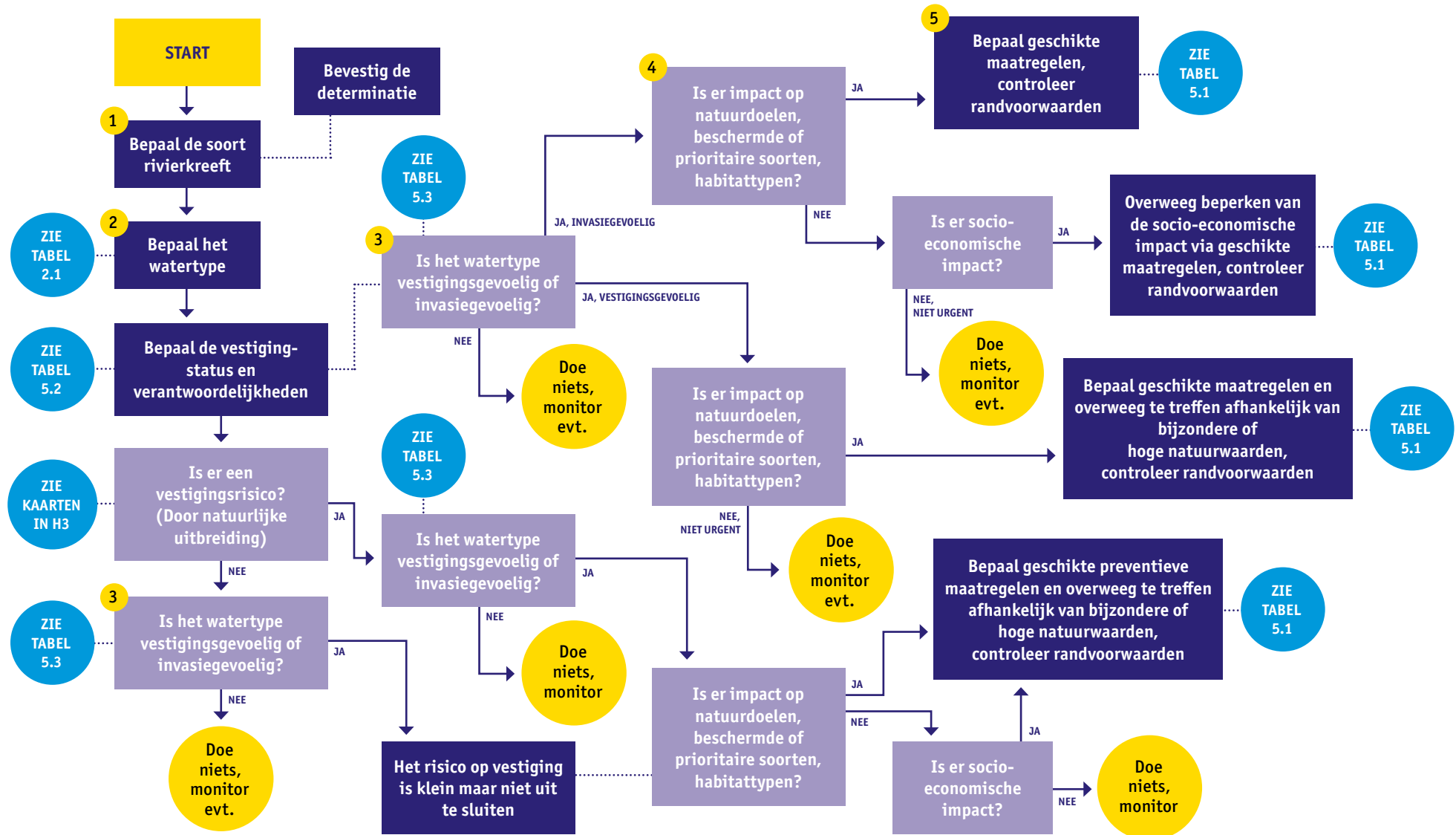
- I. Heeft het water hoge biodiversiteitswaarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins?
- II. Is een socio-economische impact te verwachten?
- III. Zijn er andere redenen om het water als prioritair aan te duiden (bijv. cultuurhistorie of aanwezige veroorzaakte schade)?
- IV. Indien van geen van het bovenstaande sprake is, dan is het waarschijnlijk geen prioritair water en is het raadzaam om beschikbare middelen tegen rivierkreeften aan meer prioritaire gebieden te besteden.
 - a. Het kan overwegenswaardig zijn om de ontwikkeling van de rivierkreeftpopulatie wel te monitoren.

STAP 5: Welke maatregelen zijn geschikt?

Uiteindelijk kan worden afgeleid welke maatregelen in het betreffende watertype tegen de betreffende soort geschikt, of mogelijk geschikt zijn. Let op dat maatregelen doorgaans kunnen worden gecombineerd.

- I. Tabel 5.1 toont de randvoorwaarden per watertype en type maatregel.
- II. In tabel 5.1 is weergegeven welke maatregelen in welke watertypen uitvoerbaar zijn.
- III. Aanvullend kan een kostenoverweging van bepaalde maatregelen (in combinatie) meespelen om ze al dan niet te treffen. Tabel 5.4 geeft een overzicht van de kosten die met de verschillende maatregelen zijn gemoeid.
- IV. Indien gekozen wordt om geen maatregelen te treffen kan het overwegenswaardig zijn om de ontwikkeling van de rivierkreeftpopulatie te monitoren.

FIGUUR 5.1 Stroomschema met stappen om per situatie de aanpak van de uitheemse rivierkreeft af te wegen.
Bezie of maatregelen nodig zijn, na vaststellen van de soort rivierkreeft in type water, en inschatting risico en impact.



TABEL 5.1

Randvoorwaarden/beperkingen per watertype waarmee rekening dient te worden gehouden bij de uitvoering van iedere bestrijdingsmethode van rivierkreeften. -: geen randvoorwaarden van toepassing of bekend. Cellen zijn groengekleurd indien maatregelen (potentieel) uitvoerbaar worden geacht in het betreffende watertypen, bij witgekleurde cellen zijn maatregelen als ongeschikt (of onbekend) beschouwd voor het betreffende watertype. De cijfers worden onder de tabel toegelicht. Ten alle tijden dient rekening te worden gehouden met de geldende wet- en regelgeving (zie paragraaf 5.2).

	Kleine geïsoleerde wateren: vennen, poelen, duinplassen	Klein meer	Groot en ondiep meer	Groot en diep meer	Sloot	Kanaal	Permanente bron	Laaglandbeek boven-/midden-/benedenloop	Hooglandbeek	Snelstromende rivier	Langzaamstromende rivier	Doorstroom-moeras en moerasbeek
Vangst van rivierkreeften												
Reguliere visserij met kreeftenvangtuigen	1	1	1	1	1	1,11	1	1	1	1	-	1
Handmatige verwijdering	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	-	13
Visserij met mechanische vangmiddelen	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2,11	-	1,2	-	-	-	-
Fysieke barrières												
Landbarrières	3	3	-	-	-	-	3	-	-	-	-	3
Waterbarrières: verdeelwerk	-	7	7	7	7	7, 11	7	7,13	7,13	7,13	-	7
Waterbarrières: kreeftensleuf/kreeftengoot	-	7	7	7	7	7, 11	7	7	7	7	11	7
Stimuleren van droogval												
Droogpompen	4,5	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dempen van wateren	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Verondiepen	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Verhoging ecosysteemweerbaarheid	-	8,9	8,9	8,9	8,9,10	8,9,10,11	-	8,9,10	8,9	8,9	9	-
Chemische bestrijding	4,6	4,6	4,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- 1 Borgen van langdurige en intensieve vangstinspanning om compensatiereactie populatie tegen te gaan en effect van intraspecifieke predatie te mitigeren.
- 2 Over de lange termijneffecten van mechanische rivierkreeftenvangst is nog weinig bekend. Dit heeft betrekking op kosten van inzet maar ook het onderhoud van de vangtuigen, de effecten op populaties rivierkreeften en de effecten op ecosysteemherstel.
- 3 Eigendomssituatie omliggend landgebruik is bepalend, dient in eigendom te zijn van beheerder of toestemming van eigenaar. Kan beperkend werken voor recreatieactiviteiten.
- 4 Ongeschikt voor sterk gravende soorten uit *Procambarus*-genus.
- 5 Heeft alleen nut als er geen sterke kweldruk op de poel zit, anders kan deze niet geheel worden drooggepompt en overleven rivierkreeften. Aanwezigheid van veel waterplanten kan ook belemmerend werken.
- 6 Bij wet verboden en daarom niet breed inzetbaar.
- 7 Water dient ook niet tijdens hoogwateromstandigheden een hogere waterconnectiviteit te hebben.
- 8 Mogelijk een geschikte aanpak, er is nog weinig bekend van de verhoging van de ecosysteemweerbaarheid om het als maatregel in te zetten.
- 9 Verlagen van de nutriëntenbelasting voor lagere productie rivierkreeften.
- 10 Oeveraanpassingen lijken met name kansrijk voor dit watertype, hiervoor dienen landeigenaren wel akkoord te gaan met verflauwingen van oevers.
- 11 Alleen bij wateren waar geen (grote) scheepvaart meer plaatsvindt.
- 12 Helder water noodzakelijk, 13: Verdeelwerk in beek kan haalbaarheid KRW-doelstellingen belemmeren.

5.2 RELEVANTE WET- EN REGELGEVING

Op rivierkreeften zijn verschillende wet- en regelgeving en beheerverantwoordelijken van toepassing. Zo speelt er Europese wetgeving (Exotenverordening, KRW, Vogel- en Habitatrichtlijn) en nationale wetgeving (Omgevingswet en Visserijwet). Verschillende partijen zijn verantwoordelijk voor de uitvoering van de wetten (tabel 5.2). Wat het waterbeheer betreft is Rijkswaterstaat verantwoordelijk voor het beheer van Rijkswateren en zijn de waterschappen en provincies verantwoordelijk voor het beheer van de regionale wateren. Het Rijk (Ministerie van LNV) is verantwoordelijk voor het nemen van maatregelen tegen soorten die onder de Visserijwet vallen, namelijk de uitheemse rivierkreeften en Chinese wolhandkrab.

Alvorens tot maatregelen wordt overgegaan kan het belangrijk zijn om te bepalen welke partijen verantwoordelijk zijn in een bepaald watertype, hiervan geeft tabel 5.2 een overzicht.

5.3 OVERZICHTEN VAN INVASIEGEVOELIGHEID EN KOSTEN PER WATERTYPE

5.3.1 Invasiegevoeligheid

Voor inschatting van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen en daar een hoge populatiedichtheid te bereiken zijn drie categorieën gebruikt.

- Niet gevoelig:** de laagst gebruikte categorie van de inschatting van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen en daar een hoge populatiedichtheid te bereiken. Bij Niet gevoelig wordt de kans op vestiging als klein ingeschat en de kans op problematiek klein.
- Vestigingsgevoelig:** de tussencategorie die de inschatting definieert van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om zich daar te vestigen. Bij Vestigingsgevoelig wordt de kans op vestiging als matig ingeschat en de kans op problematiek klein tot matig.
- Invasiegevoelig:** de hoogst gebruikte categorie van de inschatting van de mate van geschiktheid van een watertype voor een bepaalde soort rivierkreeft om

TABEL 5.2

Overzicht van relevante wet- en regelgeving, het soort water waarop het van toepassing is, het doel van de wetgeving en verantwoordelijke partijen.

Wetgeving en beheer	Betrekking op soort water	Doel	Verantwoordelijke partij (en)
Wetgeving: Exotenverordening 1143/2014	Alle wateren	Bescherming biodiversiteit door beperken aangewezen exoten Unielijst	Ministerie van LNVN (specifiek voor aanpak uitheemse rivierkreeften)
Wetgeving: Kaderrichtlijn Water (KRW)	Alle oppervlaktewateren en grondwater (in aangewezen waterlichamen geldt resultaatverplichting; voor niet-aangewezen wateren inspanningsverplichting)	Herstel en bescherming (ecologische en chemische) waterkwaliteit	Ministerie van I&W, provincies, waterschappen
Wetgeving: Vogel- en Habitatrichtlijn	Aangewezen gebieden en soorten	Bescherming van specifieke soorten en habitats	Ministerie van LNVN en provincies
Wetgeving: Omgevingswet	-	Juridische uitvoering van o.a. Vogel- en Habitatrichtlijn	Provincies (Rijk is eindverantwoordelijk)
Wetgeving: Visserijwet	Alle wateren. Visserij (beheer) is van toepassing op visrechtenhebbende	Duidelijkheid over welke partij waar en wanneer mag vissen op vis en rivierkreeft, en met welke vangtuigen	Ministerie van LNVN (rivierkreeften vallen onder de Visserijwet)
Beheer van: Rijkswateren	Rijkswateren	Alle aspecten van waterbeheer (o.a. borgen doorstroming, waterkwantiteit, biodiversiteit)	Rijkswaterstaat
Beheer van: regionale wateren	Regionale wateren	Alle aspecten van waterbeheer (o.a. borgen doorstroming, waterkwantiteit, biodiversiteit)	Waterschappen en provincies

zich daar te vestigen en daar een hoge populatie dichtheid te bereiken. Bij Invasiegevoelig wordt de kans op vestiging als groot ingeschat en de kans op problematiek groot.

Drie watertypen die behoren tot de geïsoleerde wateren blijken het meest Invasiegevoelig voor alle behandelde soorten rivierkreeften, dit gaat om de watertypen: 1. Kleine geïsoleerde wateren, 2. Klein meer en 3. Groot en ondiep meer (tabel 5.3).

Van de stromende watertypen blijken laaglandbeken over het algemeen Invasiegevoelig voor rivierkreeften, en sloten voor een aantal wijdverspreide soorten. Het minst gevoelig zijn respectievelijk de watertypen 10. Hooglandbeek, 11. Snelstromende rivier en 8. Permanente bron. Tabel 5.3 is samengevat als een grafische weergave van het aantal inschattingen van de invasiegevoeligheid per watertype in figuur 5.2.

TABEL 5.3

Samenvatting van de inschatting van de gevoeligheid per watertype en soort rivierkreeft om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken, in drie categorieën (Invasiegevoelig, Vestigingsgevoelig, Niet gevoelig).

	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicotrivierkreeft
1. Kleine geïsoleerde wateren: vennen, poelen, duinplassen	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig
2. Klein meer	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig
3. Groot en ondiep meer	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig
4. Groot en diep meer	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Niet gevoelig	Invasiegevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig
5. Sloot	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Vestigingsgevoelig	Niet gevoelig	Invasiegevoelig	Vestigingsgevoelig
6. Kanaal	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Niet gevoelig	Vestigingsgevoelig	Invasiegevoelig	Vestigingsgevoelig
7. Droogvallende wateren	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Invasiegevoelig
8. Permanente bron	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Niet gevoelig
9. Laaglandbeek boven-/midden-/ benedenloop	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Vestigingsgevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig	Invasiegevoelig
10. Hooglandbeek	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Invasiegevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig
11. Snelstromende rivier	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Invasiegevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig
12. Langzaamstromende rivier	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Niet gevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig
13. Doorstroommoeras en moerasbeek	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig	Vestigingsgevoelig

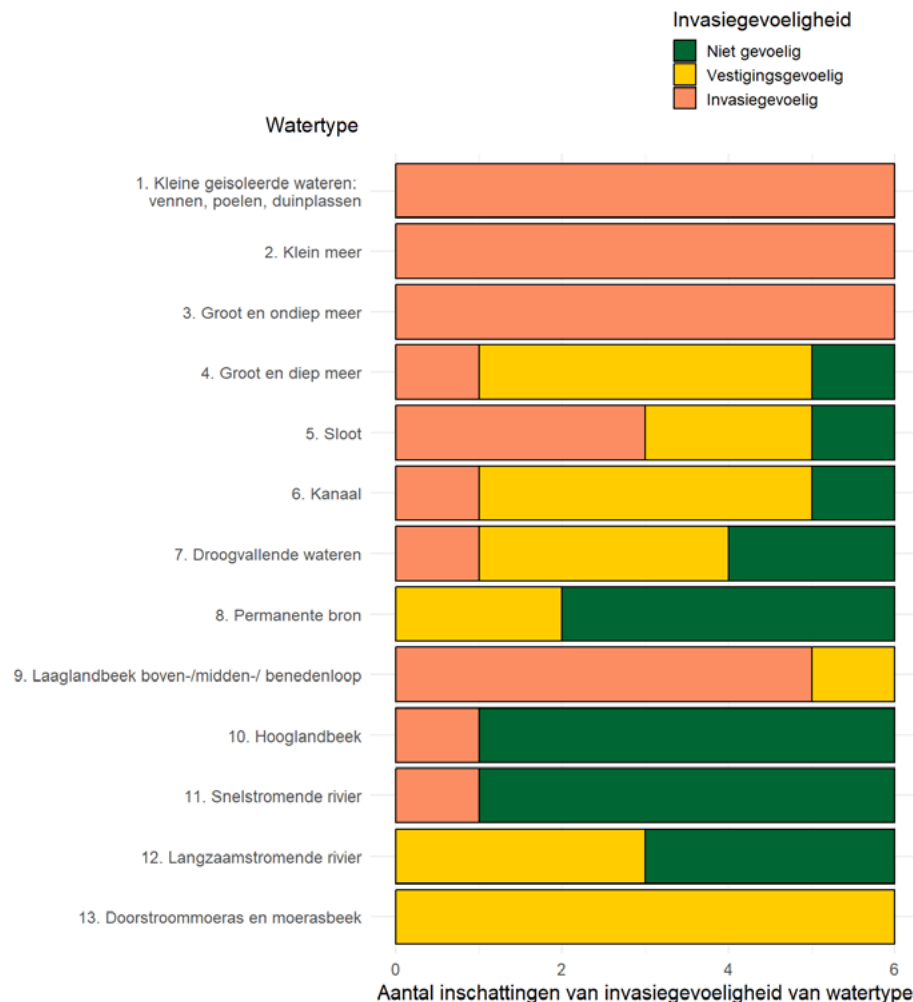
De inschattingen van invasiegevoeligheid verschillen per soort rivierkreeft (figuur 5.3). De Californische rivierkreeft is het meest met categorie Invasiegevoelig beoordeeld (tabel 5.3; figuur 5.3). Van deze soort is het opvallend dat ze als enige het in potentie goed doet in zowel geïsoleerde als (snel)stromende wateren. In Nederland lijkt de vestigingskans van de Californische rivierkreeft echter afhankelijk van het voorkomen van andere soorten rivierkreeften. Indien andere rivierkreeftsoorten reeds aanwezig zijn, dan is de vestigingskans van de Californische rivierkreeft beperkt. Daarnaast speelt de sterke zuurstofbehoefte van deze soort in rol, in wateren waar zuurstofcondities relatief slecht zijn zoals sloten, zal de Californische rivierkreeft zich slecht kunnen vestigen.

De inschattingen van invasiegevoeligheid van rode Amerikaanse rivierkreeft en gestreepte Amerikaanse rivierkreeft zijn geheel overeenkomstig. Beide soorten hebben sterk overeenkomstige morfologie, gedrag en habitatvoorkeuren. Vrij overeenkomstig met de twee voorgenoemde soorten is de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft. Voor deze drie soorten is de gevoeligheid in de hoogste categorie beoordeeld in de meest voorkomende watertypen in Nederland, namelijk verschillende typen geïsoleerde wateren, sloten en laaglandbeken. Van deze drie soorten kan dus gesteld worden dat ze de hoogste prioriteit hebben om maatregelen tegen te treffen. Ook de calicotrivierkreeft heeft de potentie om invasief te worden, met name in wateren in het rivierengebied. Voor marmerkreeft worden enkel de ondiepe en geïsoleerde wateren als Invasiegevoelig beschouwd.

Een aantal inschattingen is gedaan met een hoge mate van onzekerheid, bijvoorbeeld wanneer er geen gedocumenteerde gevallen bestaan van een bepaalde soort in een bepaald watertype. Met de uitbreidende populaties (zie hoofdstuk 3) is het mogelijk dat hier in de toekomst meer duidelijkheid over komt en dat sommige inschattingen van invasiegevoeligheid dienen te worden bijgesteld.

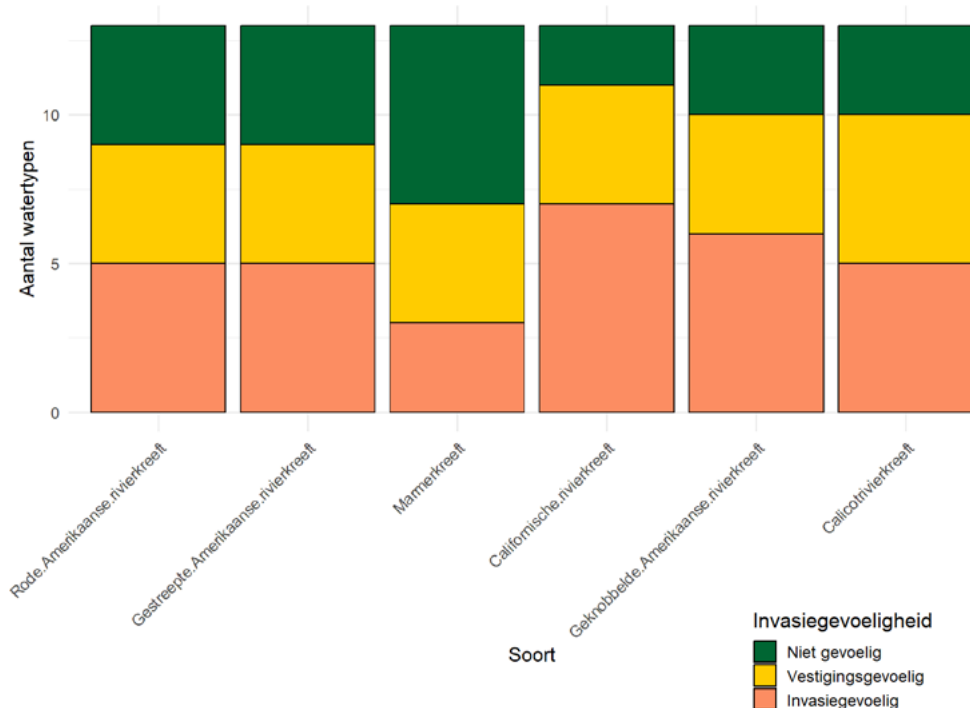
FIGUUR 5.2

Het aantal inschattingen van de gevoeligheid per watertype en per soort rivierkreeft om hoge dichtheden te vormen en problemen te veroorzaken, in drie categorieën (Invasiegevoelig, Vestigingsgevoelig, Niet gevoelig).



FIGUUR 5.3

Aantal inschattingen van invasiegevoeligheid opgesomd per soort rivierkreeft. Californische rivierkreeft scoort het hoogst voor invasiegevoeligheid echter, zal het voorkomen van andere soorten rivierkreeften via concurrentie de vestigingskansen van de soort in Nederland naar verwachting beperken.



5.3.2 Kosten

Kosten door rivierkreeften

Invasieve rivierkreeften kunnen een grote economische schadepost zijn. De wereldwijd gerapporteerde kosten die samenhangen met invasieve rivierkreeften zijn \$120,5 miljoen in de periode 2000-2020 (Kouba *et al.* 2022). Het grootste deel (96,5%) van deze kosten zijn gemaakt in Europa. Daarbij dient te worden vermeld

dat lang niet uit alle landen waar invasieve rivierkreeften voorkomen, kosten worden gerapporteerd en deze in werkelijkheid hoogstwaarschijnlijk veel hoger zijn. Zo bevat de InvaCost-database slechts één record uit Nederland, van €20.000 voor de reparatie per 10 strekkende m in een door graafactiviteiten beschadigde oevers van boezemkades, waar ook gangenstelsels van mol en muskusrat werden aangetroffen (Lemmers *et al.* 2018). Graafschade door rivierkreeften aan oevers die in eigendom zijn van particulieren in het laagveengebied leidden tot herstelkosten tussen circa €30-100 per strekkende m (Koese & Vos 2013). Nederlandse agrariërs in veenweidegebieden melden schade door rivierkreeften in de vorm van afnemend (maaibaar) areaal grasland als gevolg van graafactiviteit, vaak i.c.m. vertrapping door vee. Dit resulteert in een lagere grasopbrengst van het veenweideperceel.

Uit Europese landen worden kosten gemeld tot €3.600.000. In Noord-Europa zijn dit vooral kosten geassocieerd met Californische rivierkreeft en in Zuid-Europa met de rode Amerikaanse rivierkreeft. Het merendeel van de gerapporteerde kosten (79,9%) betreft schade of mislopen van opbrengsten, terwijl een beperkt deel (15,3%) voortkomt uit preventie, beheer of eliminatie. Het spreekt daarnaast voor zich dat biodiversiteitsversies en schade aan ecosystemen, veroorzaakt door rivierkreeften, niet in kosten kunnen worden uitgedrukt. Bij een experiment in polderpark Cronensteyn bij Leiden wordt wel een berekening gemaakt van de economische schade als gevolg van grondverplaatsingen van rivierkreeften in een natuurvriendelijke oever en een steile, niet-beschoeide oever (pers. comm. Y. Janssen, rapportage in voorbereiding).

Roessink *et al.* (2024) inventariseerden de kosten die waterschappen hebben als gevolg van rivierkreeften. Vier waterschappen rapporteerden destijds kosten te hebben gemaakt. Deze waren echter meestal verwaarloosbaar. Slechts één waterschap meldde kosten in de orde grootte van €15.000 tot €30.000. De belangrijkste kosten die door waterschappen werden gemaakt betroffen de kosten voor onderzoek naar bestrijding en beheer van rivierkreeften. Deze varieerden sterk van €12.500 tot €1.000.000.

Vooralsnog laat de exacte economische schade die rivierkreeften veroorzaken zich lastig duiden als gevolg van het ontbreken van kentallen en harde bewijsvoering dat rivierkreeften de verantwoordelijke voor ontstane schade zijn. Over het algemeen is rivierkreeften-gerelateerde schade beperkt in beeld gebracht. Desalniettemin is de verwachting dat de directe en indirecte economische schades verder toe zullen nemen naarmate de impact van rivierkreeften duidelijker wordt, en ook omdat ze zich verder verspreiden en langer aanwezig zijn in een ecosysteem.

In deze paragraaf worden de kosten van verschillende bestrijdings- en preventiemethoden met elkaar vergeleken (tabel 5.4). De gegevens zijn afkomstig uit literatuur of zijn verstrekt door personen betrokken bij de bestrijding van rivierkreeften in Nederland of daarbuiten. Alle bedragen uit de literatuur zijn omgerekend naar euro's en gecorrigeerd voor inflatie tot en met 2024. Waar mogelijk zijn de bedragen gestandaardiseerd naar wateroppervlakte of lengte en vangduur. Vaak was alleen informatie beschikbaar van oppervlakte (in geval van poelen, vijvers, meren) of lengte (sloten en beken).

Kosten van rivierkreeftenvangst

De kosten voor rivierkreeftenvangst lopen sterk uiteen en zijn afhankelijk van het watertype, de gebruikte vangtuigen, de duur en intensiteit van de vangstinspanning en de mate waarin aanvullende werkzaamheden (zoals voorbereiding, omgevingsmanagement, gegevensverwerking en rapportage) zijn inbegrepen. Eén van de belangrijkste kostencomponenten betreft arbeidsuren.

Voor stilstaande wateren in Nederland zijn in de afgelopen jaren meer gedetailleerde en beter onderbouwde kostenschattingen beschikbaar gekomen, mede dankzij meerdere praktijkprojecten waarin rivierkreeftenvangst systematisch is toegepast en gemonitord. Het betreft hierbij voornamelijk sloten, petgaten, vennen en ondiepe meren in veenweide- en laagveengebieden. In deze systemen is reguliere rivierkreeftenvangst uitgevoerd met een combinatie van kreeftenkorven, eenwieksfuiken en, in recentere projecten, tunnelfuiken.

In vrijwel alle gevallen zijn de gerapporteerde kosten inclusief aanvullende werkzaamheden zoals voorbereiding, omgevingsmanagement, arbeid, gegevensverwerking en rapportage.

In de internationale literatuur worden voor reguliere rivierkreeftenvangst in lijnvormige wateren kosten gerapporteerd die, omgerekend en geïndexeerd, variëren van circa €64 tot €403 per strekkende meter. Deze kosten zijn gebaseerd op projecten met een looptijd van zes maanden tot vier jaar (Sibley 2000; Dana *et al.* 2010; Reeve 2004; Wright & Williams 2000; Judson 2003; Peay 2013). De effectiviteit van deze vangstmethoden was over het algemeen beperkt. De kortstlopende projecten resulteerden in een populatiereductie van circa 25%, terwijl in de langstlopende wegvangacties reducties tot maximaal 68% werden gerapporteerd. Deze studies betroffen voornamelijk arbeidsintensieve methoden, zoals het frequent (dagelijks of wekelijks) legen van fuiken en het handmatig vangen van rivierkreeften met netten.

In sloten in het veenweidegebied in Nederland lagen de kosten aanzienlijk lager met circa €8 tot €10 per strekkende meter watergang per jaar (Van Giels *et al.* 2023; Van Stijn *et al.* 2023). Deze vangstinspanningen leidden tot een populatiereductie van 31–65% in het eerste jaar. Bij voortzetting van de vangst in een daaropvolgend jaar werd een verdere reductie gerealiseerd tot circa 58%. Deze resultaten illustreren dat met aanhoudende vangstinspanning substantiële populatiereducties kunnen worden bereikt, maar dat volledige eliminatie niet haalbaar is en dat een voortdurende inspanning noodzakelijk blijft om de dichtheden laag te houden. Vermeld dient te worden dat deze kosten zijn gemaakt in relatief smalle sloten (< 5 meter breed). In het geval van bredere sloten en kanalen (> 8 meter breed) dient inspanning gepleegd te worden op beiden oevers en gelden genoemde bedragen per strekkende meter oeverlengte per jaar.

Voor grotere, vlakvormige wateren zoals ondiepe meren liggen de kosten per hectare aanzienlijk hoger, mede door de grotere omvang van het water, de

hogere absolute vangstinspanning en de complexiteit van de uitvoering. In een groot ondiep meer in de Molenpolder (circa 50 ha) leidde zes jaar reguliere visserij met diverse vangtuigen tot kosten van circa € 31.000 per hectare, waarbij opgemerkt wordt dat dit in onderzoek-setting is uitgevoerd. In deze periode werd een zeer sterke populatiereductie van 89–96% gerealiseerd (Bleile *et al.* 2024; pers. comm. Y. Janssen). Dit voorbeeld laat zien dat langdurige en intensieve vangst ook in grotere stilstaande wateren tot zeer lage dichtheden kan leiden, maar dat dit gepaard gaat met hoge kosten en een meerjarige inzet. In kleinere stilstaande wateren, zoals petgaten en kleine ondiepe meren (0,05–2,5 ha), variëren de kosten per hectare sterk. Deze variatie hangt samen met verschillen in waterdiepte, bereikbaarheid, oeverlengte in verhouding tot het wateroppervlak, het type vangtuigen en de intensiteit van de vangstinspanning. In dergelijke wateren zijn kosten per hectare gerapporteerd die uiteenlopen van enkele duizenden euro's tot meer dan € 17.000 per hectare per jaar, met populatiereducties die in sommige gevallen opliepen tot meer dan 85–90%. Dit toont aan dat de exacte kosten te allen tijde situatie-specifiek zijn.



Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

Naast traditionele vangtuigen wordt in stilstaande wateren in toenemende mate met minder arbeidsintensieve methoden (mechanische vangsystemen) geëxperimenteerd. Voorbeelden hiervan zijn de Craybar en de kreeftencollector. Beiden betreffen een stationair systeem waarbij meerdere vangtuigen via een buizensysteem zijn gekoppeld aan één centraal opvangreservoir. Rivierkreeften lopen op eigen kracht de vangtuigen in en worden vervolgens zonder ontsnapmogelijkheid naar het opvangreservoir geleid. De systemen worden niet beaasd en kennen een zeer beperkte bijvangst.

De Craybar wordt als zelfstandig vangmiddel ingezet. Daarentegen wordt de kreeftencollector vooral beschouwd als een vorm van onderhoudvisserij na een eerdere sterke populatiereductie en is primair geschikt als aanvullende maatregel om lage populatiedichtheden te handhaven, maar niet als zelfstandig middel om populaties structureel tot onder de drempelwaardedichtheid te reduceren. Mechanische vangsystemen verschillen onderling in kostenstructuur, schaalbaarheid en toepassingsmogelijkheden.

De kreeftencollector heeft een relatief lage aanschafprijs, maar vraagt wel een eenmalige aanleginvestering. De kosten voor aanschaf van vangtuigen en arbeidskosten voor de aanleg worden geschat op circa €4.314 per hectare. Daarna zijn de maandelijkse exploitatiekosten voor het legen van de opvangbakken en het onderhoud van het systeem relatief laag met circa €1.260 per hectare per maand (pers. comm. Y. Janssen). Bij inzet van de kreeftencollector is sprake van een relatief hoge vangtuigintensiteit, die in praktijktoepassingen wordt gekoppeld aan zeer sterke populatiereducties, variërend van circa 89–96%. De kosten voor inzet van de Craybar liggen in dezelfde orde van grootte als de kreeftencollector. De Craybar is in aanschaf wat duurder met circa €1.500 voor een prototype en naar verwachting circa €500 voor toekomstig modellen. Op basis van pilots in stilstaande wateren bedragen deze maandelijkse kosten circa €1.583 tot €2.931 per hectare, afhankelijk van de inzetperiode en locatie (respectievelijk Dronten en Schiphol; F. Helsloot & C. Nijholt, Waardenburg Ecology). In beide pilots werd een populatiereductie van circa 70% gerealiseerd.

Kosten van fysieke barrières

Om verspreiding onder water tegen te gaan zijn twee soorten fysieke barrières beschikbaar, een verdeelwerk en een Kreeftensleuf. In de literatuur hebben we kosten gevonden van één verdeelwerk-toepassing. Dit betrof €7.365. Maar bij waterschappen zal nog veel meer bekend zijn van de aanlegkosten van dergelijke stuwen.

De kosten van een Kreeftensleuf zijn aanzienlijk hoger. De aanleg van deze installatie met twee kreeftengleuven op een locatie in Tilburg heeft in totaal €15.000 tot €20.000 gekost. Dit betreft niet alleen materiaalkosten, maar ook andere kosten zoals damwandplanken om aansluiting met de oevers te maken, een betonplaat om ondergraving te voorkomen, opvangbakken, oploopbuizen en bekleding, manuren lokaal onderhoud aan waterloop en klein materiaalkosten (respectievelijk M. Cornelis, Waterschap Brabantse Delta). Bij een hogere productie vallen de kosten per Kreeftensleuf lager uit.

Verspreiding op het land kan worden tegengegaan met aarden wallen, amfibieënschermen of boomstammen. Kosten voor deze methoden variëren van €25 tot €35 per strekkende meter. De kosten voor het neerleggen van boomstammen zijn niet bekend, maar vallen vermoedelijk in dezelfde orde van grootte als het aanleggen van een aarden wal.

Kosten van stimuleren van droogval

Droogleggen van kleine wateren is met ca. €5.000 per ha een relatief goedkope maatregel, die ongeveer 90% minder kost dan intensief wegvangen met kreeftenkorven. In grote wateren is de maatregel nooit toegepast. Als het in grote wateren al mogelijk is dan zal de hectareprijs aanzienlijk hoger liggen.

Kosten van verhogen van ecosysteemweerbaarheid

Ecosysteemmaatregelen die zijn gericht op het verhogen van de ecosysteemweerbaarheid onderscheiden zich in kostenstructuur en doelstelling van maatregelen die primair zijn gericht op het direct reduceren van

rivierkreeftenpopulaties. Waar vangstmaatregelen gepaard gaan met periodiek terugkerende kosten, betreffen ecosysteemmaatregelen veelal eenmalige of beperkt terugkerende investeringen, gericht op het herstellen of versterken van ecologische processen van het aquatische ecosysteem. De kosten in tabel 5.4 hebben betrekking op de uitvoering van maatregelen en zijn exclusief kosten voor effectmonitoring. Daarbij is van belang dat een groot deel van de beschikbare kostengegevens afkomstig is uit onderzoeks- en pilotprojecten, waarin een hoger detailniveau is gehanteerd in voorbereiding en uitvoering dan bij reguliere praktijktoepassingen. Dit betekent dat de gerapporteerde kosten in dergelijke gevallen mede een onderzoekscomponent bevatten en daardoor niet zonder meer representatief zijn voor kosten bij opschaling of toepassing als standaardbeheermaatregel. Deze maatregelen worden beschouwd als aanvullend op een voorafgaande sterke populatiereductie van rivierkreeften en niet als zelfstandige maatregel. Voor de effecten van de ecosysteemaanpak op de lange termijn zijn vooralsnog geen robuuste gegevens beschikbaar.



Droogleggen sloot



Zwanenmossel (*Anodonta cygnea*)

Binnen de ecosysteemaanpak kan het stimuleren van predatie door actieve visuitzet een onderdeel vormen. Voor het uitzetten van meerval, inclusief vergunningen, aanschaf en transport (exclusief mitigerende maatregelen ter voorkoming van voortplanting), zijn kosten gerapporteerd van circa €4.800 per hectare, bij een uitzetdichtheid van ongeveer 5,8 tot 12,1 kg/ha. Voor paling liggen de kosten lager, met circa €3.300 per hectare bij een uitzetdichtheid van 50 kg/ha.

De kosten voor het uitzetten van inheemse zoetwatermosselen bedragen €9.881,42 per hectare inclusief aanschaf en arbeid, bij een dichtheid van ongeveer twee mosselen per m².

Herintroductie van submerse vegetatie kan op verschillende wijzen. De uiteindelijke kosten zijn sterk afhankelijk van het detailniveau dat wordt gehanteerd in zowel voorbereiding als uitvoering. In de Molenpolder is sprake van een uitgebreide onderzoeks- en proefopzet, hetgeen resulteert in hogere kosten dan bij toepassing als reguliere beheermaatregel. De voorbereidende

werkzaamheden, waaronder het bepalen van groeilocaties, exotencontrole, afstemming met grondeigenaren en veldvoorbereiding, bedragen circa € 27.000 per hectare. De daadwerkelijke aanschaf en aanplant van ondergedoken waterplanten vergt aanvullend circa € 17.000 per hectare.

Het enten van submerse vegetatie in de Alde Feanen betrof een praktijkmaatregel zonder onderzoekscomponent (Princen 2016). Hierbij is met een beperkte inspanning 165 m³ donormateriaal ingebracht na het afvissen van brasem. Hiermee is een stabiele, heldere toestand met blijvende waterplantenbedekking gerealiseerd, die tot op heden in stand is gebleven. De kosten bedragen €405,58 per hectare wateroppervlak.

De herintroductie van inheemse helofyten is in de Molenpolder uitgevoerd voor circa €100 per meter oeverlengte voor voorbereidende werkzaamheden zoals het definiëren van groeilocaties (binnen beheergebied waterbeheerder), exotencontrole op de groeilocaties, akkoord eigenaren en voorbereiding veldwerkzaamheden. De kosten voor aanschaf en arbeid bedragen circa €70 per meter oeverlengte. Voor de herintroductie van krabbenscheer bedragen de kosten circa € 30 per m², inclusief het bepalen van geschikte groeilocaties, toestemmingen, transport en arbeid. In sommige gevallen zijn aanvullende maatregelen nodig om jonge aanplant te beschermen tegen ganzenvraat, zoals afrastering, met kosten van circa €60 per strekkende meter inclusief arbeid en onderhoud over meerdere jaren.

De natuurvriendelijke inrichting van oevers is een andere maatregel die ecosysteemweerstand vergroot. De kosten daarvoor zijn subsidiabel voor €75.000 per km oever (pers. Comm. M. Goosens)

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat ecosysteemmaatregelen gepaard gaan met aanzienlijke initiële investeringen, waarbij de kostenniveaus voornamelijk worden bepaald door het gehanteerde detailniveau en de mate waarin sprake is van een onderzoeksopzet. Voor het merendeel van de

maatregelen zijn de langetermijneffecten nog onbekend en sterk afhankelijk van lokale omstandigheden en van een voorafgaande voldoende sterke reductie van de rivierkreeftenpopulatie.

Kosten van chemische bestrijding

Kosten van bestrijdingsmiddelen variëren van €15.600 tot €46.900 per hectare. Indien kosten voor voorbereidend verspreidingsonderzoek, bioassays en effectmonitoring worden meegerekend stijgt de prijs tot meer dan €100.000 per hectare. Over het algemeen zijn de kosten van chemische bestrijding gemiddeld €124 per strekkende meter oever en €44.047 per ha.



Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) (foto: Paul van Hoof)

Kosteneffectiviteit

Van de kosteneffectiviteit (verhouding tussen maatregelkosten en gewenste resultaat) is nog te weinig bekend om uitspraken te kunnen doen over de meest geschikte maatregel of aanpak tegen uitheemse rivierkreeften. Dit komt doordat informatie over kosten en effectiviteit van diverse maatregelen schaars zijn en maatregelen casusafhankelijk zijn. Oftewel, maatregelen tegen bepaalde soorten in bepaalde watertypen zijn moeilijk te vergelijken. Bovendien is het zo dat sommige maatregelen zoals het vangen terugkerende kosten behelzen en dat deze afhankelijk zijn van diverse factoren. Kosten voor ecosysteemmaatregelen of chemische bestrijding zijn eenmalig hoog en daarna laag of nihil. Gecombineerd met het feit dat van de effectiviteit van sommige maatregelen op de lange termijn nog vrij weinig onbekend is maakt het lastig om uitspraken te doen over de kosteneffectiviteit. Aanbevolen wordt dat gemaakte kosten (en hun resultaat), gerelateerd aan maatregelen tegen rivierkreeften beter wordt bijgehouden zodat de kosteneffectiviteit van maatregelen voor de toekomst beter op waarde kan worden geschat. Om dergelijke data toegankelijk te maken en houden voor een zo groot mogelijk publiek adviseren we om deze op te slaan in de daarvoor reeds bestaande databanken, zoals de InvaCost-database.

TABEL 5.4

Kostenoverzicht van maatregelen tegen rivierkreeften. Alle bedragen uit de literatuur zijn omgerekend naar euro's en gecorrigeerd voor inflatie tot en met 2024. Waar mogelijk zijn de bedragen gestandaardiseerd naar wateroppervlakte of lengte. Vaak was alleen informatie beschikbaar van oppervlakte (in geval van poelen, vijvers, meren) of lengte (sloten en beken).

Methode	Aanschaf	Kosten · m ⁻¹	Kosten · m ⁻¹ · maand ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹ · maand ⁻¹	Bron	Intensiteit	Locatie
Aanschafkosten vangtuig								
Tunnelfuik	€ 77,83	-	-	-	-	Y. Janssen (ATKB)		
Kreeftenkorf	€ 10,10	-	-	-	-	Y. Janssen (ATKB)		
Eenwieksfuik	€ 125,00	-	-	-	-	Y. Janssen (ATKB)		
Cray bar (prototype)	€ 1.500	-	-	-	-	F. Helsloot, C. Nijholt (Waardenburg Ecology)		
Cray bar (toekomstig model)	€ 500	-	-	-	-	F. Helsloot, C. Nijholt (Waardenburg Ecology)		
Rivierkreeftenvangst reguliere visserij lijnvormige wateren								
Reguliere visserij met kreeftenkorf, rivier	-	€ 64,70	€ 4,17	-	-	Reeve 2004	25% reductie populatie	Schotland
Reguliere visserij met kreeftenkorf, handvangsten, beek	-	€ 63,80	€ 10,63	-	-	Sibley 2000	25% reductie populatie	Wales
Reguliere visserij met kreeftenkorf, rivier	-	€ 120,47	€ 4,63	-	-	Wright & Williams 2000; Peay 2013	geen reductie populatie	Engeland
Reguliere visserij met kreeftenkorf, beek	-	€ 133,55	-	-	-	Sibley 2001	50% reductie populatie	Engeland
Reguliere visserij met kreeftenkorf, beek	-	€ 88,19	-	-	-	Judson, 2003	43% reductie populatie	Engeland
Reguliere visserij met kreeftenkorf, beek	-	€ 403,32	€ 8,40	-	-	Dana <i>et al.</i> 2010	68% reductie populatie	Spanje
Reguliere visserij met kreeftenkorf en fuiken, sloten (incl. voorbereiding, omgevingsmanagement, arbeid, gegevensverwerking & rapportage)	-	€ 9,81	-	-	-	Van Giels <i>et al.</i> , 2023	31% - 65% reductie populatie	Berkenwoude 2022, NL
Reguliere visserij met kreeftenkorf, sloten (incl. voorbereiding, omgevingsmanagement, arbeid, gegevensverwerking & rapportage)	-	€ 8,15	-	-	-	Van Stijn <i>et al.</i> 2023; pers. med. Ronald Gylstra	58% reductie populatie	Berkenwoude 2023, NL
Gemiddelde	-	€ 111,50	€ 6,96	-	-			

Methode	Aanschaf	Kosten · m ⁻¹	Kosten · m ⁻¹ · maand ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹ · maand ⁻¹	Bron	Intensiteit	Locatie
Rivierkreeftenvangst reguliere visserij vlakvormige wateren								
Reguliere visserij met diverse kreeftenvangtuigen gedurende 6 jaar, groot ondiep meer (50,2ha)	-	-	-	€ 31.083,80	-	Bleile et al., 2024 & pers. med. Y. Janssen (ATKB)	89% - 96% populatie reductie	Molenpolder 2021-2026, NL
Reguliere visserij met diverse kreeftenvangtuigen, klein ven (0,051ha)	-	-	-	-	€ 17.191,18	pers. med. Y. Janssen (ATKB)	In uitvoering	Overasselt, NL
Reguliere visserij met diverse kreeftenvangtuigen, groot ven (1,95ha)	-	-	-	-	€ 1.625,64	pers. med. Y. Janssen (ATKB)	In uitvoering	Overasselt, NL
Reguliere visserij met diverse kreeftenvangtuigen, klein ondiep meer (2,53 ha)	-	-	-	€ 7.448,62	-	Bleile, 2021 & Janssen, 2021	88% reductie populatie	Ede 2021, NL
Reguliere visserij met tunnelkorf, klein ondiep meer (2,53 ha)	-	-	-	€ 4.394,86	-	Janssen & Wissink, 2023	92% reductie populatie	Ede 2023, NL
Reguliere visserij met kreeftenkorf & eenwieksfuiken, klein ondiep meer (1,85 ha)	-	-	-	€ 8.108,11	-	Janssen & Wissink, 2022	68% reductie populatie	Weurt, NL
Gemiddelde	-	-		€ 12.758,85	€ 9.408,41			
Rivierkreeftenvangst mechanische visserij								
Kreeftencollector (aanschaf vangtuigen & arbeidskosten aanleg)	-	-	-	€ 4.313,96	-	Y. Janssen (ATKB)		
Kreeftencollector (leggen en onderhoud)	-	-	-	-	€ 1.260,00	Y. Janssen (ATKB)		
Cray bar (schatting pilot sloten Schiphol mei-okt)	-	-	€ 8,27	-		F. Helsloot, C. Nijholt (Waardenburg Ecology)	ca. 70% reductie populatie	Amsterdam, NL
Cray bar (schatting pilot vijver Dronten april-dec)	-	-	-	-	€ 1.583,33	F. Helsloot, C. Nijholt (Waardenburg Ecology)	ca. 70% reductie populatie	Dronten, NL
Droogleggen (materiaal, uren)	-	-	-	€ 4.940	-	P. Lemmers (Bureau Natuurbalans)	Gedurende 1 dag, niet succesvol	Tilburg, NL
Fysieke barrières - land								
Amfibieënscherm met overstapjes	€ 10.013,00	€ 35,13	-	-	-	W. van den Heuvel (Miecon)		Overasselt, NL
Landbarrière (lokale grond verplaatsen, inzaaien)	€ 15.675	€ 59,02	-	-	-	P. Lemmers (Bureau Natuurbalans)		Tilburg, NL

Methode	Aanschaf	Kosten · m ⁻¹	Kosten · m ⁻¹ · maand ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹ · maand ⁻¹	Bron	Intensiteit	Locatie
Amfibieënscherm zonder overstapjes	-	€ 25,35	-	-	-	Janssen & Kampen, 2020	503 m1	Molenpolder 2018, NL
Fysieke barrières - water								
Kreeftensleuf (aanschaf materialen enkele sleuf)	€ 1.650,00	-	-	-	-	M. Cornelis (WS Brabantse Delta)		Tilburg, NL
Kreeftensleuf (aanschaf, aanleg, gereed maken locatie, e.a.)	€15.000 - €20.000	-	-	-	-	M. Cornelis (WS Brabantse Delta)		Tilburg, NL
Verdeelwerk	€ 7.365,00	-	-	-	-	Mouser <i>et al.</i> (2019)		Verenigde Staten
Verhogen van ecosysteemweerbaarheid (maatregelen excl. effectmonitoring)								
Uitzetten meerval (incl. vergunningen, aanschaf en transport. excl. mitigerende maatregelen voorkomen voortplanting)	-	-	-	€ 4.782,61	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	circa 5,8 kg/ha	Molenpolder, NL
Uitzetten paling (aanschaf & arbeid)	-	-	-	€ 3.260,87	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	50 kg/ha	Molenpolder, NL
Uitzetten inheemse zoetwatermossels (aanschaf & arbeid)	-	-	-	€ 9.881,42	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	2 stuks per m2	Molenpolder, NL
Herintroductie inheemse, ondergedoken waterplanten (voorbereidende werkzaamheden: definiëren groeilocaties, exotencontrole, akkoord eigenaren, voorbereiding veldwerkzaamheden)	-	-	-	€ 27.449,46	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	3 entmethoden op 2,53 ha in onderzoeksopzet	Molenpolder, NL
Herintroductie inheemse, ondergedoken waterplanten (aanschaf en arbeid)	-	-	-	€ 16.798,42	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	3 entmethoden op 2,53 ha in onderzoeksopzet	Molenpolder, NL
Herintroductie inheemse, ondergedoken waterplanten (voorbereidende werkzaamheden & uitvoer)	-	-	-	€ 405,58	-	Princen, 2016	Ent met schoningsmateriaal op 78,9 ha (10 gebieden)	Alde Feanen, NL
Herintroductie inheemse helofyten (voorbereidende werkzaamheden: definiëren groeilocaties, exotencontrole, akkoord eigenaren, voorbereiding veldwerkzaamheden)	-	€ 102,34	-	-	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	2 kistjes met 10 stekjes per m2	Molenpolder, NL

Methode	Aanschaf	Kosten · m ⁻¹	Kosten · m ⁻¹ · maand ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹	Kosten · ha ⁻¹ · maand ⁻¹	Bron	Intensiteit	Locatie
Herintroductie inheemse helofyten (aanschaf en arbeid)	-	€ 67,10	-	-	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)	2 kistjes met 10 stekjes per m2	Molenpolder, NL
Hertintroductie krabbenscheer (incl. definiëren geschikte groeilocaties, toestemmingen, transport en arbeid)	-	-	-	€30 per m2		W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)		Molenpolder, NL
Afrasteren inheemse helofyten tegen granzenvraat (aanschaf, arbeid & 2 jaar onderhoud)	-	€ 57,45	-	-	-	W. Rip (WS Amstel, Gooi en Vecht) & Y. Janssen (ATKB)		Molenpolder, NL
Inrichting natuurvriendelijke oevers		€ 75,00				M. Goosens (Hoogheemraadschap van Rijnland)		
Chemische bestrijding								
Synthetische pyrethroïde BETAMAX VET	-	€ 321,25	-	€ 113.878	-	Sandodden & Johnsen, 2010	100% reductie populatie	Noorwegen
Pyblast (excl. monitoring)	-	€ 60,78	-	€ 21.546	-	Ballantyne <i>et al.</i> 2019	100% reductie populatie	Schotland
Pyblast (incl. monitoring)	-	€ 148,64	-	€ 52.691	-	Ballantyne <i>et al.</i> 2019	100% reductie populatie	Schotland
Natuurlijk pyrethrum, 0.1 mg/l	-	€44,00 - €132,30	-	€15.600 - €46.900	-	Hyatt, 2004		Verenigde Staten
Natuurlijk pyrethrum	-	€ 38	-	€ 13.615,28	-	Peay, 2013		Engeland
Gemiddelde	-	€ 124	-	€ 44.046,63	-			

⇒ HOOFDSTUK 6 SYNTHESE, KENNISHIATEN EN AANBEVELINGEN

6



Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

6.1 SYNTHESE

Dit document vormt het achtergronddocument van het eerste afwegingskader rivierkreeften, een leidraad waarin is uitgewerkt welke maatregelen effectief zijn tegen bepaalde invasieve uitheemse rivierkreeften en in de 13 onderscheiden watertypen. Dit afwegingskader biedt geen ultieme oplossing voor de problematiek, maar beschrijft wel de handelingsperspectieven die bestaan per soort rivierkreeft en watertype, op basis van bestaande kennis (anno najaar 2025). Omdat er veel onderzoek plaatsvindt, bijvoorbeeld naar de effectiviteit van diverse maatregelen, maar ook omdat de soorten rivierkreeften in beweging zijn en populaties blijven uitbreiden (Hoofdstuk 3; Lemmers *et al.* ingediend), is het van belang dat het afwegingskader in de toekomst kan worden uitgebreid en verbeterd met nieuwe kennis uit binnen- en buitenland. Hierbij wordt gedacht aan een frequentie van ongeveer twee jaar.

Let op dat combinaties van maatregelen ook mogelijk zijn (zie ook paragraaf 4.2.8), ondanks dat deze in het afwegingskader separaat zijn uitgewerkt omdat van de gecombineerde effectiviteit van maatregelen nog weinig bekend is (zie ook de derde aanbeveling van paragraaf 6.2.1). Methodieken voor monitoring van rivierkreeftpopulaties komen in het afwegingskader niet aan bod. Hiervoor kunnen de meeste in Hoofdstuk 4 beschreven methoden voor worden ingezet. Ook is het meten van het eDNA een snelle en betrouwbare methode voor het aantonen van de aan- of afwezigheid, en kan de hoeveelheid DNA iets zeggen over de dichtheid rivierkreeften (Chucholl *et al.* 2021). Monitoring kan ondersteunend zijn bij het treffen van maatregelen en evalueren van de effectiviteit.

Er bestaat geen ultieme oplossing voor de rivierkreeftenproblematiek (Gherardi *et al.* 2011). Alleen in kleine, geïsoleerde wateren is eliminatie van een rivierkreeftenpopulatie mogelijk. Daarbuiten, in de grotere en/of aaneengesloten wateren, moeten we accepteren dat rivierkreeften er zijn, en er op basis van de huidige inzichten geen perspectief bestaat voor de volledige eliminatie van de overlastgevendende soorten (Lemmers *et al.* 2021a). Verwacht wordt dat een dergelijk

inzicht voor eliminatie ook niet snel zal worden verworven. Echter zijn er ook perspectieven die hoopvol stemmen voor een duurzame onderdrukking van rivierkreeftpopulaties, zoals verhoging van de ecosysteemweerbaarheid tegen rivierkreeften (de ecosysteemaanpak), al dan niet gecombineerd met de inzet van innovatieve vangtuigen. De ecosysteemaanpak is echter nog in ontwikkeling en niet gereed voor toepassing in de praktijk, het is urgent dat hiervoor zijn meer inzichten in worden verkregen. Een belangrijk aandachtspunt daarbij vormt de waterkwaliteit. Rivierkreefteninvasies lijken te worden gestimuleerd door (te) hoge nutriëntenbelastingen (Kanters *et al.* 2025). Als dat zo is, dan heeft verbetering van de waterkwaliteit prioriteit over het wegvangen van rivierkreeften.

Een positieve bijkomstigheid van het reduceren van de nutriëntenbelasting is dat het een no-regretmaatregel is die ook een positieve uitwerking zal hebben op KRW- en andere natuurdoelen. Aanvullend hierop kan het zinvol zijn om rivierkreeftpopulaties te reduceren door actief weg te vangen. Het is belangrijk zich te realiseren dat het wegvangen van rivierkreeften in veel gevallen een maatregel is met een tijdelijk effect en dat langdurige onderdrukking van rivierkreeftenpopulaties dus vooralsnog een aanhoudende of terugkerende inspanning en uitgave vereist indien er geen ecosysteemverbeteringen plaatsvinden. Tevens geschikt lijken diverse preventieve maatregelen die verspreiding van rivierkreeften tegengaan, waarvoor slechts eenmalig hoeft te worden ingegrepen.

Enkele maatregelen beschouwen wij als ongeschikt om de Nederlandse rivierkreeftenproblematiek op te lossen. Het massaal eten van rivierkreeften door de bevolking is een onhaalbare oplossing, maar wel een hardnekkig en discussieverlammend gerucht. Dat komt hoofdzakelijk doordat de kosten van het wegvangen niet kunnen worden gedekt door de afzetmarkt (zie ook kader 1). Niets aan de problematiek doen wordt evenmin als een geschikte aanpak gezien, aangezien er geen redenen bestaan om aan te nemen dat een natuurlijk evenwicht binnen enkele tientallen jaren vanzelf ontstaat. Bovendien is het

vanuit diverse optieken (toenemende negatieve effecten op biodiversiteit en ongewenste socio-economische effecten), onverstandig om niets te doen vanwege de hoogoplopende problematiek die gepaard gaat met de toenemende aanwezigheid van verschillende soorten rivierkreeften. Daarnaast is chemische bestrijding niet breed inzetbaar door juridische beperkingen (De Hoop *et al.* 2015; Spikmans *et al.* 2022).

Het afwegingskader vormt een hulpmiddel voor waterbeheerders en biedt handvatten bij de besluitvorming over welke maatregelen effectief kunnen zijn om te treffen tegen invasieve rivierkreeften. Het kan ook helpen bij motivering van de uitzonderingsgronden voor de KRW. Echter geeft het afwegingskader niet aan in wélke wateren maatregelen getroffen dienen te worden; dit is een keuze die eerst door waterbeheerder zelf dient te worden gemaakt, bijvoorbeeld door wateren met hoge biodiversiteitswaarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins te prioriteren (zie ook de eerste aanbeveling in paragraaf 6.2.2).



Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) (foto: Pim Lemmers)

Zodra de prioritering is gedaan, kan door middel van het afwegingskader worden bepaald wat wel of geen kansrijke maatregelen bestaan voor een bepaald watertype. In Hoofdstuk 3 is per soort rivierkreeft na te gaan wat de verwachte toekomstige verspreiding is. Daaruit kunnen beheerders afleiden of het raadzaam is om al in te zetten op preventieve maatregelen, die staan uitgewerkt in Hoofdstuk 4. Van enkele watertypen is de invasiegevoeligheid voor soorten ingeschat als niet gevoelig, waarnemingen van rivierkreeften in de desbetreffende watertypen kunnen als minder belangrijk worden beschouwd om dat het risico op ongewenste effecten klein is. In watertypen die voor bepaalde rivierkreeften als vestigingsgevoelig of invasiegevoelig worden beschouwd kan het urgent en zinvol zijn om in te zetten op maatregelen.

De geschiktheid en toepasbaarheid van verschillende maatregelen zijn afhankelijk van het watertype. In Hoofdstuk 5 zijn overzichten van invasiegevoeligheid opgenomen en de geschiktheid van maatregelen in de verschillende watertypen.

Zoals eerder genoemd zijn diverse maatregelen tegen invasieve uitheemse rivierkreeften nog in ontwikkeling. Er bestaat nog geen compleet zicht op wat precies effectief is en welke maatregelinspanning dient te worden geleverd voor een gewenst resultaat (complete toolbox van maatregelen). Gezien de steeds toenemende, hoogoplopende problematiek is dat echter wel wenselijk of zelfs noodzakelijk. Om aan deze kennisbehoefte tegemoet te komen, is in paragraaf 6.2.1 een aantal belangrijke kennishiaten en aanbevelingen voor vervolgonderzoek geformuleerd. Ook zijn enkele adviezen voor verbeteringen van het beleid geformuleerd in paragraaf 6.2.2, omdat het beleid in de huidige vorm de verspreiding van reeds gevestigde of geheel nieuwe soorten kan faciliteren.

6.2 BELANGRIJKE KENNISHIATEN EN AANBEVELINGEN

6.2.1 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Los lange-termijnonzekerheden mechanische rivierkreeftenvangst op

Tijdens het afgelopen decennium zijn vangtechnieken door innovatie sterk verbeterd (bijv. Janssen *et al.* 2023; Van de Haterd *et al.* 2023). Dat heeft geleid tot aanzienlijk efficiëntere selectieve vangtuigen, al dan niet gericht op specifieke bepaalde soorten rivierkreeften en in verschillende watertypen, met ook betrekkelijk minder ongewenste bijvangst.

Voor de lange termijn lijkt het mechanisch vangen met kreeftencollector of Craybar een geschikt, goedkoper en daarmee een duurzamer alternatief dan het vangen met korven of fuiken. Deze methoden vragen een lagere arbeidsinspanning en bieden daardoor een meer kosteneffectieve aanpak. Een systematische en onafhankelijke vergelijking in effectiviteit en arbeidsinspanning tussen kreeftencollector, Craybar en reguliere korven en fuiken is er niet, maar wel zeer gewenst. Daarnaast zijn de langetermijn-kosteneffectiviteit en -effecten van mechanische rivierkreeftenvangst op rivierkreeftdichtheden, ecosysteemherstel onvoldoende bekend. Gezien de potentie van het mechanisch vangen wordt aanbevolen dat van het voorgenoemde meer inzicht wordt verworven door pilots uit te voeren in verschillende watertypen. Het stimuleren van de ontwikkeling van vangsttechnieken door innovatief onderzoek, en het publiekelijk beschikbaar stellen van die kennis, wordt aanbevolen om tot een completere toolbox van maatregelen tegen rivierkreeften te komen.

Het bovengenoemde geldt ook voor de innovatieve barrièremaatregelen zoals de Kreeftensleuf. De preventieve werking is veelbelovend maar het is nog slechts beperkt getest in een aantal watertypen. Meer pilots in verschillende watertypen dienen te worden uitgevoerd om de techniek breder inzetbaar te maken.

Meer concrete kennis over ecosysteemaanpak is essentieel

De ecosysteemaanpak tegen rivierkreeften lijkt veelbelovend voor een duurzame, lange termijn aanpak. Toch bestaat er nog weinig concrete informatie

over de inzetbaarheid ervan in verschillende Nederlandse watertypen en tegen verschillende soorten rivierkreeften. Wij adviseren met klem om de komende jaren verder in te zetten op toegepast onderzoek naar onderliggende processen en toetsing van het principe van diverse facetten (maaibeheer, bodem- en waterkwaliteit, predatie en predatoren, robuustheid van waterplanten en aanpassingen in oever- of watermorfologie, paragraaf 4.2.5) van de ecosysteemweerbaarheid. Ontwikkeling van deze aanpak en operationaliseren vereist meerjarig onderzoek en is dus urgent met hogere intensiteit voort te zetten.

Maatregelenpakketten ontwikkelen

Binnen dit afwegingskader is de effectiviteit van afzonderlijke maatregelen beschreven en de geschiktheid ervan in verschillende watertypes. De grootste kansen voor structurele verbetering liggen echter vermoedelijk in het toepassen van samenhangende pakketten van maatregelen. De effectiviteit van dergelijke combinaties is op dit moment moeilijk vast te stellen, omdat de werking en onderlinge versterking van maatregelen sterk afhankelijk zijn van lokale omstandigheden, systeemkenmerken en de aanwezige rivierkreeftensoorten.

Uit ervaringen met vergelijkbare trajecten, zoals het actief wegvangen van brasem in het kader van actief biologisch beheer (ABB), blijkt dat maatregelen niet los van hun randvoorwaarden kunnen worden ingezet. Zo is bekend dat ABB pas effectief kan zijn wanneer de nutriëntenbelasting onder de kritische grens ligt; bij een hogere belasting is de productie van vis te groot om een duurzame omslag in het ecosysteem te realiseren waarbij de waterbodem consolideert en submerse vegetatie tot ontwikkeling kan komen. Vergelijkbare mechanismen zijn aannemelijk voor rivierkreeften. Het enkel intensiveren van vangstmaatregelen zonder voorafgaand inzicht in en sturing op de nutriëntenhuishouding zal naar verwachting onvoldoende effect hebben.

Ook het inzetten op het stimuleren van natuurlijke predatie, bijvoorbeeld door het faciliteren van snoek, kent duidelijke ecologische randvoorwaarden. De omvang van de snoekstand wordt begrensd door de geschiktheid van de habitat,

in het bijzonder door de helderheid van het water en de beschikbaarheid van geschikt paai- en overwinteringshabitat in de vorm van emerse vegetatie (riet). Het creëren van dergelijk habitat is dus niet zinvol in systemen waar jaarlijks algenbloei optreedt en helderwatercondities structureel ontbreken.

Het is daarom wenselijk om toe te werken naar situatiespecifieke maatregelenpakketten, waarbij vooraf expliciete randvoorwaarden worden vastgesteld voor toepassing hiervan. Pas wanneer aan deze randvoorwaarden is voldaan, kan inzet van het maatregelenpakket mogelijk leiden tot een duurzaam systeemherstel. Op dit moment is de beschikbare kennis over de (kosten) effectiviteit van afzonderlijke en gecombineerde maatregelen nog onvoldoende om volgordelijkheid of prioritering te koppelen aan individuele maatregelen. Verdere praktijkervaring met combinaties van maatregelen en effectmonitoring zijn nodig om deze kennis te ontwikkelen en oplossingsrichtingen te onderbouwen.

Beter inzicht in kosteneffectiviteit van maatregelen

Er bleek te weinig informatie beschikbaar om uitspraken te kunnen doen over de kosteneffectiviteit (verhouding tussen maatregelkosten en gewenste resultaat) van maatregelen tegen rivierkreeften. Enerzijds bleek informatie over kosten van diverse maatregelen schaars te zijn, anderzijds was de effectiviteit van maatregelen op de lange termijn soms nog beperkt of niet onderzocht. Ook speelt mee dat de kosten van maatregelen casusafhankelijk zijn, waarbij het watertype en soort rivierkreeft mede-bepalend zijn voor de gemaakte kosten en de effectiviteit van de maatregelen. Het wordt aanbevolen dat gemaakte kosten en de bijbehorende effectiviteit van maatregelen tegen rivierkreeften beter te registreren zodat de kosteneffectiviteit van maatregelen voor de toekomst beter op waarde kan worden geschat. We merken hierbij op dat dit eveneens geldt voor herstelkosten van rivierkreeftgerelateerde schades. Deze informatie kan worden benut bij het maken van de afweging voor bepaalde maatregelen. Om dergelijke data toegankelijk te maken en houden voor een zo groot mogelijk publiek adviseren we om deze op te slaan in de daarvoor reeds bestaande databanken, zoals de InvaCost-database.



6.2.2 Aanbevelingen voor maatregelen vanuit landelijk of Europees beleid

Anticipeer op te nemen maatregelen tegen rivierkreeften

Waterbeheerders kunnen al anticiperen op soorten die mogelijk ongewenste effecten gaan geven in hun beheergebied en daarmee invulling geven aan dit afwegingskader. Dit kan door het prioriteren van wateren, bijvoorbeeld wateren met hoge biodiversiteitswaarden, Natura 2000- of KRW-doelen, of anderszins (bijv. cultuurhistorisch). Door deze zaken geografisch over elkaar heen te leggen, kunnen gebieden worden geïdentificeerd die een hoge beschermingsprioriteit hebben. Door hier vervolgens de verspreiding van rivierkreeften aan te koppelen, kan worden bepaald voor welke locaties effectief op preventie ingezet kan worden en voor welke locaties eliminatie- of indammingsmaatregelen kunnen worden getroffen tegen rivierkreeften. Het is raadzaam om een draaiboek klaar te hebben en niet te wachten tot de rivierkreeften zich na introductie hebben gevestigd.

Proactief beleid tegen nieuwe soorten noodzakelijk

De aanwezigheid en het voorkomen van verschillende soorten rivierkreeften in Europa te wijten is aan meerdere, op zichzelf staande, introducties door mensen (bijv. Koese & Soes 2011; Lemmers *et al.* 2020a; Oficialdegui *et al.* 2025). Wereldwijd zijn in totaal meer dan 600 soorten rivierkreeften beschreven (Crandall & De Grave 2017). Het is zeer aannemelijk dat dit ten minste deels soorten behelst die zich ook in Nederland kunnen vestigen en daarmee een potentieel risico gaan vormen voor de biodiversiteit en het functioneren van watersystemen, met verdere (financiële) gevolgen van dien.

Proactief nationaal of Europees beleid ten aanzien van potentieel nieuwe schadelijke rivierkreeften bestaat nog niet, maar is wel nodig om vestiging van nieuwe soorten te voorkomen. Preventie van de introductie is de meest kosteneffectieve en praktische manier om negatieve effecten op bedreigde inheemse soorten te voorkomen. Dit kan worden gedaan door de handel te reguleren met behulp van een positieflijst van rivierkreeftensoorten afkomstig uit ecoregio's die wat betreft klimaat en habitat overeenkomen met Noordwest-Europa (Lemmers 2024). Ook kunnen de introductiekans en milieurisico's van soorten of genera worden beoordeeld door middel van een horizonscan (conform Van Riel *et al.* 2023).

Beperk handel in levende rivierkreeften

Momenteel is de handel in levende rivierkreeften, bedoeld voor consumptie (ook soorten die vermeld staan op de Unielijst), in Nederland toegestaan. Aanbevolen wordt dat deze handel in levende rivierkreeften zo veel mogelijk wordt beperkt. Een geschikte oplossing is een splitsing in business to business (B2B) en business to consumer (B2C) waarbij levende handel tussen beroepsvisserij en groothandel wordt toegestaan, maar waarbij levende rivierkreeften niet aangeboden mogen worden aan consumenten. Daarmee kunnen verdere risico's voor nieuwe uitzettingen worden beperkt.



Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

⇒ HOOFDSTUK 7 LITERATUUR

7

Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*) (foto: Paul van Hoof)

- Adams, S.B., M.L. Warren (2005) Recolonization by warmwater fishes and crayfishes after severe drought in upper coastal plain hill streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 1173–1192.
- Adams, S., G.A. Schuster, C.A. Taylor (2010) *Orconectes immunis*. The IUCN Red List of Threatened Species, version 2015.1. Opgeroepen op 1 december 2025 van: <http://www.iucnredlist.org/details/153925/0>.
- Ahern, D., J. England, A. Ellis (2008) The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK. *Aquatic Invasions* 3(1): 102–104.
- Alcorlo, P., W. Geiger, M. Otero (2004) Feeding preferences and food selection of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in habitats differing in food item diversity. *Crustaceana* 77(4): 435–453.
- Alcorlo, P., W. Geiger, M. Otero (2009) Reproductive biology and life cycle of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in diverse aquatic habitats of South-Western Spain: Implications for population control. *Archiv für Hydrobiologie* 173(3): 197–212.
- Andriantsoa, R., S. Tönges, J. Panteleit, K. Theissinger, V.C. Carneiro, J. Rasamy, F. Lyko (2019) Ecological plasticity and commercial impact of invasive marbled crayfish populations in Madagascar. *BMC Ecology* 19(8): 1–10.
- 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.
- 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., 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.
- ATKB (2023) De kreeftengoot remt de migratie ook in de praktijk. Opgehaald op 22 september 2025 van: <https://www.at-kb.nl/nieuws/de-kreeftengoot-remt-de-migratie-ook-in-de-praktijk>.
- Baartmans, T., O. Raven, T. Salomons, J. van Straaten (2021) Vangtuigen invasieve kreeften - (Door)ontwikkeling van geschikte vangtuigen voor het afvangen van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*). HAS Hogeschool, ATKB.
- Ballantyne, L., D. Baum, C.W. 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. In: C. R. Veitch, M. N. Clout, A. R. Martin, J. C. Russell, C.J. West (red.). *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, pp. 443–446. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.
- Barbaresi, S., E. Tricarico, F. Gherardi (2004) Factors inducing the intense burrowing activity of the red-swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Naturwissenschaften* 91: 342–345.
- Beaune, B., Y. Sellier, G. Luquet, F. Grandjean (2018) Freshwater acidification: an example of an endangered crayfish species sensitive to pH. *Hydrobiologia* 813: 41–50.
- 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* 401: 28.
- Berrill, M., S. Bertram, A. Wilson, S. Louis, D. Brigham, C. Stromberg (1993) Lethal and sublethal impacts of pyrethroid insecticides on amphibian embryos and tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12(3): 525–539.
- Billman, H.G., C.G. Kruse, S. St-Hilaire, T.M. Koel, J.L. Arnold, C.R. Peterson (2012) Effects of rotenone on Columbia spotted frogs *Rana luteiventris* during field applications in lentic habitats of Southwestern Montana. *North American Journal of Fisheries Management* 32(4): 781–789.
- Blake, M.A., P.J.B. Hart (1993) The behavioural responses of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to stimuli from perch and eels. *Freshwater Biology* 29: 89–97.
- Bleile, N. (2021) Tussenverslag fase 1, reductie rivierkreeftpopulatie Proosdijvijver Ede. ATKB, Waardenburg.
- Bleile, N., J. Kampen, Y. Janssen (2024) Ecosysteemherstel Molenpolder 2021-2024. ATKB, Waardenburg.
- Blomquist, S.M. (2003) Control of an introduced crayfish, *Orconectes virilis*, with traps and dipnets. Arizona Game and Fish Department, Phoenix.

- Boerkamp, A., R. Gylstra, W. van Emmerik, P. Heuts, F.G.W.A. Ottburg (2012) Paling versus kreeften. Inzet roofvis bij aanpak exotische rivierkreeften. *Visionair* 25: 25–27.
- Brown, J.H., D.F. Sax (2004) An essay on some topics concerning invasive species. *Austral Ecology* 29: 530–536.
- Bubb, D.H., T.J. Thom, M.C. Lucas (2004) Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49: 357–368.
- Buřič, M., F. Ložek, T. Görner, V. Čuprová, P. Kožený, M. Mojžišová, P. Vlach, E. Štruncová, A. Petrusek, A. Kouba, J. Svobodová (2025) Difficult to deal with: attempts for eradication of marbled crayfish from a small urban pond. *Management of Biological Invasions* 16(2): 443–464.
- Cabrera-Lamanna, L., I. Roessink, E. Peeters, S. Kosten (2025) Crayfish and Climate: how invasive species amplify aquatic GHG emissions. EGU General Assembly 2025 conferentie, Wenen.
- Caruana, A., B. Camilleri, L. Farrugia, J.P. Jones (2024) Mechanical excavation of wetland habitat failed to eradicate invasive American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in Malta. *Ecological Solutions and Evidence* 5: e12325.
- Chambers, P.A., J.M. Hanson, J.M. Burke, E.E. Prepas (1990) The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 24: 81–91.
- Cecchinelli, E. L. Aquiloni, G. Maltagliati, G. Orioli, E. Tricarico, F. Gherardi (2012) Use of natural pyrethrum to control the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in a rural district of Italy. *Pest Management Science* 68(6): 839–844.
- Churchill, 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. *O. limosus*. *Fundamental and Applied Limnology* 172(1): 27–36.
- Churchill, C. (2011) Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 404: 04.
- Churchill, 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: 639380.
- Churchill, C., F. Churchill, L.S. Epp, A. Brinker (2022) Management of invasive, plague-carrying signal crayfish by physical exclusion barriers. *Management of Biological Invasions* 13(1): 147–167.
- Cornelis, M., J. Brouwers (2022) Van krabbensleuf tot kreeftensleuf. De kreeftensleuf als methodiek voor het minimaliseren van de verspreiding van uitheemse rivierkreeften. Waterschap Brabantse Delta, Breda.
- Crandall, K.A., S. De Grave (2017) An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda: Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean* 37(5): 615–653.
- Crawford, L., W.E. Yeomans, C.E. Adams (2006) The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16(6): 611–621.
- Craywatch (2026) Opgeroepen op 26 januari 2026 van: <https://craywatch.inbo.be/kaart/>
- Crombaghs, B., P. Lemmers, J. van Kemenade, R. Felix, F. Kolsters, W. de Jong, S. Roovers (2017) ‘Kat en muis-spel’ met Californische kreeft Bestrijding van een zeer bedreigende invasieve soort. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 142: 18–21.
- Cruz, M.J., R. Rebelo (2007) Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 575: 191–201.
- Cruz, M.J. R. Rebelo (2005) Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*. *Amphibia-Reptilia* 26(3): 293–303.
- Cruz, M.J., 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(4): 197–204.
- Cusell, C., B. Brederveld, L. Doef, M. Jans, D. Lammers, M. Tangerman, E. Weerman, L. Moth, J. Kampen, R. Van de Haterd, B. Koese, S. Nieuwhof, A. Kooijman, A. Van de Craats (2020) Rode Amerikaanse rivierkreeften in Nederland: relaties met milieu- en omgevingsfactoren. STOWA, Amersfoort.
- D'hondt, B., J. Hillaert, S. Devisscher, T. Adriaens (2022) Een kader voor de aanpak van invasieve uitheemse soorten in Vlaanderen: een prioritering voor het natuurbeleid (PriUS). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Dalu, T., R.J. Wasserman, M. Jordaán, W.P. Froneman, O.L.F. Weyl (2015) An assessment of the effect of rotenone on selected non-target aquatic fauna. *PLoS ONE* 10(11): e0142140
- Dana, E.D., J. López-Santiago, J. García-De-Lomas, D.M. García-Ocaña, V. Gámez, F. Ortega (2010) Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions* 5: 317–322.
- Dana, E.D., J. García-de-Lomasa, R. González, F. Ortega (2011) Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. *Ecological Engineering* 37: 1607–1613.
- Davidson, E.W., J. Snyder, D. Lightner, G. Ruthig, J. Lucas, J. Gilley (2010) Exploration of potential microbial control agents for the invasive crayfish, *Orconectes virilis*. *Biocontrol Science and Technology* 20(3): 297–310.
- Dawson, V.K., W.H. Gingerich, R.A. Davis, P.A. Gilderhus (1991) Rotenone persistence in freshwater ponds: effects of temperature and sediment adsorption. *North American Journal of Fisheries Management* 11(2): 226–231.
- De Hoop, L., H. Hollander, E. de Hullu, N. van Kessel, H.H. van Kleef, T.E.P.A. Lam, B. Odé, M. Schiphouwer, F. Spikmans, R.S.E.W. Leuven (2015) Een effectieve aanpak van invasieve exoten in Nederland: Inventarisatie van verbetervoorstellen voor juridische instrumenten op nationaal niveau. Nijmegen, Nederlands Expertise Centrum Exoten (NEC-E), Radboud Universiteit Stichting Bargerveen, Zoogdiervereniging, Natuurbalans – Limes Divergens, FLORON en RAVON, Nijmegen.
- De Hoop, L., J.M.M. van der Loop, H.H. van Kleef, E. de Hullu, R.S.E.W. Leuven (2016) Maatregelen voor het elimineren en beheersen van invasieve exoten van EU-belang in Nederland. Radboud Universiteit, Nijmegen.
- Dobrović A, Maguire I, Boban M, Grbin D, Hudina S (2021) Reproduction dynamics of the marbled crayfish *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 from an anthropogenic lake in northern Croatia. *Aquatic Invasions* 16(3): 482–498.
- Donahou, D.A. (2026) *Procambarus acutus* (Girard, 1852): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville.
- Dorn, N.J. (2013) Consumptive effects of crayfish limit snail populations. *Freshwater Science* 32(4): 1298–1308.
- Dorn, N.J., G.G. Mittelbach (2004) Effects of a native crayfish (*Orconectes virilis*) on the reproductive success and nesting behavior of sunfish (*Lepomis* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(11): 2135–2143.
- Faiad, S.M., M.A. Williams, M. Goodman, S. Sokolow, J.D. Olden, K. Mitchell, R. Andriantsoa, J.P.G. Jones, L. Andriamaro, P. Ravoniarimbina, J. Rasamy, T. Ravelomanana, S. Ravelotafita, R. Ravo, P. Rabinowitz, G.A. De Leo, C.L. Wood (2023) Temperature affects predation of schistosomocompetent snails by a novel invader, the marbled crayfish *Procambarus virginalis*. *PLoS ONE* 18(9): e0290615.
- Faller, 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* 569–570: 1190–1200.
- Freeman, M.A., J.F. Turnbull, W.E. Yeomans, C.W. Bean (2010) Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 211–223.
- Galib, S.M., J. Sun, D.R. Gröcke, M.C. Lucas (2022a) Ecosystem effects of invasive crayfish increase with crayfish density. *Freshwater Biology* 67(6): 1005–1019.
- Galib, S.M., J. Sun, S.D. Twiss, M.C. Lucas (2022b) Personality, density and habitat drive the dispersal of invasive crayfish. *Scientific Reports* 12: 1114.
- Gan J., S.J. Lee, W.P. Liu, D.L. Haver, J.N. Kabashima (2005) Distribution and persistence of pyrethroids in runoff sediments. *Journal of Environmental Quality* 34: 836–841.
- Geelen, J.F.M. (1978) The distribution of the crayfishes *Orconectes limosus* (Rafinesque) and *Astacus astacus* (L.) (Crustacea, Decapoda) in the Netherlands. *Bijdragen tot de Faunistiek van Nederland* 5 Zoölogische Bijdragen 23: 4–19.
- Gendron, A.D., D.J. Marcogliese, M. Thomas (2012) Invasive species are less parasitized than native competitors, but for how long? The case of the round goby in the Great Lakes-St. Lawrence Basin. *Biological Invasions* 14: 367–384.
- Gherardi, F., S. Barbaresi (2000) Invasive crayfish: Activity patterns of *Procambarus clarkii* the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 150(1): 153–168.
- Gherardi, F., B. Renai, C. Corti (2001) Crayfish predation on tadpoles: A comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 361: 659–668.

- Gherardi, F., S. Barbaresi (2008) Feeding opportunism of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Freshwater Crayfish* 16: 77–85.
- Gherardi, F., L. Aquiloni, J. Diéguez-Urbeondo, E. Tricarico (2011) Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Invasions* 73: 185–200.
- Giordano, J., D. Taurozzi, G. Vecchio, M. Scalici, C. Battisti, S. Bertolino (2025) The introduced red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) Girard, 1852, as prey for birds in Italy: a first citizen science-based checklist. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 36: 647–657.
- Guan, R.-z., P.R. Wiles (1997) Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11(3): 641–647.
- Guan, R.-z., P.R. Wiles (1998) Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture* 169(3-4): 177–193.
- Gupta, R.C. (2014) Rotenone. *Encyclopedia of Toxicology*. pp: 185–187.
- Gylstra, R., T. du Bois, B. Koese, M. Soes (2016) Verspreiding van rivierkreeften en risico's voor baggeraanwas in het beheergebied van Waterschap Rivierenland. *H2O Online*(11 februari): 1–5.
- Hale, P., J. Wilson, Z. Loughman, S. Henkanaththegedara (2016) Potential impacts of invasive crayfish on native crayfish: insights from laboratory experiments. *Aquatic Invasions* 11(4): 451–458.
- Hansen, G.J.A., C.L. Hein, B.M. Roth, M.J. Vander Zanden, J.W. Gaeta, A.W. Latzka, S.R. Carpenter (2013) Food web consequences of long-term invasive crayfish control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1109–1122.
- Hanshew, B.A., T.S. Garcia (2012) Invasion of the shelter snatchers: behavioural plasticity in invasive red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Freshwater Biology* 57(11): 2285–2296.
- Hanson, J.M., P.A. Chambers, E.E. Prepas (1990) Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 24(1): 69–80.
- 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.
- Haubrock, P.J., D.A. Ahmed, R.N. Cuthbert, R. Stubbington, S. Domisch, J.R. Marquez, A. Beidas, G. Amatulli, J. Kiesel, L.Q. Shen, I. Soto, D.G. Angeler, N. Bonada, M. Cañedo-Argüelles, Z. Csabai, T. Detry, E. de Eyto, A. Dohet, E. Drohan, J. England, M.J. Feio, M.A.E. Forio, P. Goethals, W. Graf, J. Heino, E.J. Hudgins, S.C. Jähnig, R.K. Johnson, A. Larrañaga, P. Leitner, L. L'Hoste, M.-H. Lizée, A. Maire, J.J. Rasmussen, R.B. Schäfer, A. Schmidt-Kloiber, R. Vannevel, G. Várbiro, P. Wiberg-Larsen, P. Haase (2022) Invasion impacts and dynamics of a European-wide introduced species. *Global Change Biology* 28: 4620–4632.
- Heemskerk, P., B. Koese (2021) Elf jaar rivierkreeftmonitoring rond Vinkeveen. *De Levende Natuur* 122(4): 134–137.
- 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.
- Herder, J., F. Spikmans, J. Janse, P. Lemmers, B. Koese (2021) Marmerkreeften bedreigen unieke amfibieën in de Overasseltse en Hatertse Vennen. *Nature Today*. Geraadpleegd op 8 oktober 2025 van <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27590>.
- 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 and Management of Aquatic Ecosystems* 419: 30.
- Herrmann, A., K. Grabow, A. Martens (2022) The invasive crayfish *Faxonius immunitis* causes the collapse of macroinvertebrate communities in Central European ponds. *Aquatic Ecology* 56(3): 741–750.
- Herrmann, A., A. Martens (2024) Burrowing and soil dependence in the invasive crayfish *Faxonius immunitis* under simulated drought conditions. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 425: 22.
- Heuts, P. (2012) Onderzoek naar rivierkreeften in het beheergebied van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden Bundeling van onderzoeksresultaten 2006–2012. Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Houten.
- Hosabettu, M., W.M. Daniel (2025) *Faxonius immunitis* (Hagen, 1870): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database. Opgeroepen op 1 december 2025 van: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=210>.

- Hossain, M.S., W. Guo, A. Martens, Z. Adámek, A. Kouba, M. Buřič (2020) Potential of marbled crayfish *Procambarus virginalis* to supplant invasive *Faxonius immunitis*. *Aquatic Ecology* 54: 45–56.
- Hossain, M.S., J. Kubec, A. Kouba, P. Kozák, M. Buřič (2019a) Still waters run deep: marbled crayfish dominates over red swamp crayfish in agonistic interactions. *Aquatic Ecology* 53: 97–107.
- Hossain, M.S., A. Kouba, M. Buřič (2019b) Morphometry, size at maturity, and fecundity of marbled crayfish (*Procambarus virginalis*). *Zoologischer Anzeiger* 281: 68–75.
- Hyatt, M.W. (2004) Investigation of crayfish control technology. Final Report. Cooperative Agreement No. 1448-20181-02-J850. Arizona, USA.
- Ilhéu, M., J.M. Bernardo, S. Fernandes (2007) Predation of invasive crayfish on aquatic vertebrates: the effect of *Procambarus clarkii* on fish assemblages in Mediterranean temporary streams. *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*: 543–558.
- Interreg North Sea (2025) Crab trap in the Elbe River extended. Opgeroepen op 14 januari 2026 van: <https://www.interregnorthsea.eu/clancy/news/crab-trap-in-the-elbe-river-extended>
- Ion, M.C., C.C. Bloomer, T.I. Bărașcu, F.J. Oficialdegui, N.F. Shoobs, B.W. Williams, K. Scheers, M. Clavero, F. Grandjean, M. Collas, T. Baudry, Z. Loughman, J.J. Wright, T.J. Ruokonen, C. Chucholl, S. Guareschi, B. Koese, Z.M. Banyai, J. Hodson, M. Hurt, K. Kaldre, B. Lipták, J.W. Fetzner, T. Cancellario, A. Weiperth, J. Birzaks, T. Trichkova, M. Todorov, M. Balalaikins, B. Griffin, O.N. Petko, A. Acevedo-Alonso, E. D'Elia, K. Śliwińska, A. Alekhovich, H. Choong, J. South, N. Whiterod, K. Zorić, P. Haase, I. Soto, D.J. Brady, P.J. Haubrock, P.J. Torres, D. Şadrin, P. Vlach, C. Kaya, S. Woo Jung, J. Kim, X.H.C. Vermeersch, M. Bonk, R. Guiaşu, M.M. Harlioğlu, J. Devlin, I. Kurtul, D. Błońska, P. Boets, H. Masigol, P.R. Cabe, J. Jussila, T. Vrålstad, D.V. Beresford, S.M. Reid, J. Patoka, D.A. Strand, A.S. Tarkan S, F. Steen, T. Abeel, M. Harwood, S. Auer, S. Kelly S, I.A. Giantsis, R. Maciaszek, M.V. Alvanou, Ö. Aksu, D.M. Hayes, T. Kawai, E. Tricarico, A. Chakandinakira, Z.C. Barnett, Ş.G. Kudor, A.E. Beda, L. Vilcea, A.E. Mizeranschi, M. Neagul, A. Licz, A.D. Cotoarbă, A. Petrusek, A. Kouba, C.A. Taylor, L. Părvulescu (2024) World of Crayfish™: A web platform towards real-time global mapping of freshwater crayfish and their pathogens. *PeerJ* 12: e18229.
- Jansen, W., N. Geard, T. Mosindy, G. Olson, M. Turner (2009) Relative abundance and habitat association of three crayfish (*Orconectes virilis*, *O. rusticus*, and *O. immunitis*) near an invasion front of *O. rusticus*, and long-term changes in their distribution in Lake of the Woods, Canada. *Aquatic Invasions* 4(4): 627–649.
- Janssen, Y. (2021) Tussenverslag fase 2, reductie rivierkreeftpopulatie Proosdijvijver Ede. ATKB, Waardenburg.
- Janssen, Y., J. Wissink (2022) Veldwerkverslag afkreeften zonnepark Weurt 2022. ATKB, Waardenburg.
- Janssen, Y., J. Wissink (2023) Reductie rivierkreeftpopulatie Proosdijvijver Ede. ATKB, Waardenburg.
- Janssen, Y., J. van Giels, J. Kampen (2023) Kreeften beteugelen. *Visionair* 70: 4–9.
- Janssen, Y., K. Scheers, P. Lemmers, F. Steen, J. van Giels, B. Maex (2024) Expert-opinion schadebeeld dijklekage in Sluis. ATKB, INBO, Natuurbalans – Limes Divergens.
- Jackson, M.C., T. Jones, M. Milligan, D. Sheath, J. Taylor, A. Ellis, J. England, J. Grey (2014) Niche differentiation among invasive crayfish and their impacts on ecosystem structure and functioning. *Freshwater Biology* 59(6): 1123–1135.
- Janssen, Y., J. Kampen (2020) Reductie van een populatie rode Amerikaanse rivierkreeften in de Distelvinkplas van de Molenpolder; deel 1: korte termijneffecten 2018 en 2019 op de kreeftenpopulatie. ATKB, Waardenburg.
- Johnson, M.F., S.P. Rice, I. Reid (2010) Topographic disturbance of subaqueous gravel substrates by signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Geomorphology* 123(3-4): 269–278.
- Judson, N. (2003) A report on the eradication of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Gwash, Rutland. Leicestershire and Rutland Wildlife Trust, Leicester.
- Jussila, J., L. Edsman, I. Maguire, J. Diéguez-Urbeondo, K. Theissinger (2021) Money kills native ecosystems: European crayfish as an example. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 648495.
- Kampen, J. (2015) Bestandsbepaling rivierkreeften Krimpenerhout. ATKB, Waardenburg.
- Kanters, S., B. Brederveld, C. Cusell (2021) Waterkwaliteit is van invloed op de kritische kreeftendichtheid voor overleving krabbenscheer. *De Levende Natuur* 122(4): 151–154.

- Kanters, S., M. van Riel, Y. Janssen, H. van Kleef, P. Lemmers (2025) Stuurfactoren voor weerbare laagveensystemen tegen uitheemse rivierkreeft: Een duurzame ecosysteemaanpak in ontwikkeling. Kennisnetwerk OBN, Driebergen.
- Kleppe, R., Y. Janssen (2019) Veldverslag Plantproef Krimpen aan den IJssel. ATKb, Waardenburg.
- Koese, B., E. Raaphorst, P. Heuts, E. Kolff (2011) Gravende rivierkreeften: waar gaat het heen? De Levende Natuur 112(3): 120–123.
- Koese, B., M. Soes (2011) De Nederlandse rivierkreeften (Astacoidae & Parastacoidae). Nederlandse Faunistische mededelingen: Entomologische Tabellen 6, Nederlandse Entomologische Vereniging, NCB Naturalis, EIS-Nederland, Leiden.
- 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. European Invertebrate Survey, Leiden.
- Koese, B., P. Lemmers, M. Soes, B. de Jong (2019) Samenvatting literatuurstudies uitheemse kreeften. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Koese, B. (2021) Even voorstellen: de Nederlandse rivierkreeften. De Levende Natuur 122(4): 127–133.
- Koese, B., A. Wigchert (2022) Lessen uit de verwijdering van een populatie marmerkreeften. EIS Kenniscentrum Insecten, Leiden.
- Koese, B., J. Wissink, Y. Janssen (2025) De levenscyclus van de rode en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft in Nederland: implicaties voor beheer. EIS Kenniscentrum Insecten, Leiden.
- 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: 26569.
- Kouba, A., F.J. Oficialdegui, R.N. Cuthbert, M. Kourantidou, J. South, E. Tricarico, R.E. Gozlan, F. Courchamp, P.J. Haubrock (2022) Identifying economic costs and knowledge gaps of invasive aquatic crustaceans. Science of The Total Environment 813: 152325.
- 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(3): 423–435.
- Kvistad J.T., T.L. Galarowicz, D.F. Clapp, W.L. Chadderton, A.J. Tucker, G. Annis, M. Herbert (2023) Evidence of a compensatory response in invasive rusty crayfish (*Faxonius rusticus*) following intensive harvest removal from northern Lake Michigan fish spawning reefs. Biological Invasions 25: 2831–2847.
- LANUK (2025) *Faxonius immunitis*. Opgeroepen op 29 september 2025 van: <https://neobiota.naturschutzinformationen.nrw.de/neobiota/de/arten/tiere/15313/kurzbeschreibung>.
- Lemmers, P., B.H.J.M. Crombaghs, R.S.E.W. Leuven (2018) Invasieve exotische kreeften in het beheergebied van Waterschap Rivierenland: Verkenning van effecten, risico's en mogelijke aanpak. Bureau Natuurbalans - Limes Divergens BV, Radboud Universiteit, Nederlands Expertisecentrum Exoten, Nijmegen.
- Lemmers, P., B.H.J.M. Crombaghs, R.S.E.W. Leuven (2019) De verspreiding van rivierkreeften in Limburg en nieuwe soorten op komst? Natuurhistorisch Maandblad 108(4): 97–104.
- Lemmers, P., F. Spikmans, L. Vonk (2020a) De marmerkreeft (*Procambarus virginalis*), een nieuwe invasieve exoot in Limburg. Twee populaties ontdekt rond Venlo. Natuurhistorisch Maandblad 109(12): 231–237.
- Lemmers, P., B.H.J.M. Crombaghs, R.S.E.W. Leuven (2020b) Kreefteninvasie: Roofvis als bestrijder van invasieve kreeften. Visionair 58: 32–35.
- Lemmers, P., F.R.L. Collas, R. Gylstra, B.H.J.M. Crombaghs, G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven (2021a) Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district. Management of Biological Invasions 12(1): 193–220.
- Lemmers, P., F. Spikmans, B. Koese (2021b) Is de opmars van de marmerkreeft in Nederland nog te stuiten? De Levende Natuur 122(4): 138–140.
- Lemmers, P., R. van der Kroon, H. van Kleef, J.J.F. Verhees, G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven (2022) Limiting burrowing activity and overland dispersal of the invasive alien red swamp crayfish *Procambarus clarkii* by sophisticated design of watercourses. Ecological Engineering 185(106787): 1–8.
- Lemmers, P. (2024) When native and alien species meet. Impact assessment and management of invasive crayfish and fish in riverine ecosystems. PhD dissertatie, Radboud Universiteit, Nijmegen.

- Lemmers, P., J.E. Herder, R. Laan, B. Koese (2024) Perspectieven voor beheersing of bestrijding van de invasieve marmerkreeft in de Overasseltse en Hatertse Vennen. Natuurbalans - Limes Divergens BV, RAVON, Nijmegen/ EIS Kenniscentrum insecten, Leiden.
- Lemmers, P., J. Wissink J.J.F. Verhees, D.J.R.C. Lemmens (2025) Onderzoek naar kansen voor de verbetering van populaties donderpadden en zalmachtigen in het stroomgebied van de Geul 2023-2025. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.
- Lemmers, P., K. Grilis, S. van Leeuwen, S. Kanters (2026) Predatie van uitheemse rivierkreeften door otters in De Wieden. Kwantificering en dichtheidsbepaling van prooi-resten. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.
- Lemmers, P., J. Wissink, R. Gylstra, S. Heeman, P.H. van Hoof, B. Koese (ingediend) First record of the calico crayfish (*Faxonius immunitis*) in the Netherlands. Nederlandse Faunistische Mededelingen.
- Lester, P.J., M.A.M. Gruber (2016) Booms, busts and population collapses in invasive ants. *Biological Invasions* 18: 3091–3101.
- Leuven R.S.E.W., G. van der Velde, I. Baijens, J. Snijders, C. van der Zwart, H.J.R. Lenders, A. Bij de Vaate (2009) The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions* 11: 1989–2008.
- Leuven, R.S.E.W. (2023) Opvlammen en uitdoven: exoten verrassen! Afscheidsrede, Radboud Universiteit, Nijmegen.
- Lidova, J., M. Buřič, A. Kouba, J. Velisek (2019) Acute toxicity of two pyrethroid insecticides for five non-indigenous crayfish species in Europe. *Veterinarni Medicina* 64(3): 125–133.
- Linzmaier, S.M., C. Musseau, S. Matern, J.M. Jeschke (2020) Trophic ecology of invasive marbled and spiny-cheek crayfish populations. *Biological Invasions* 22: 3339–3356.
- Lipták, B., L. Veselý, F. Ercoli, M. Bláha, M. Buřič, T. Ruokonen, A. Kouba (2019) Trophic role of marbled crayfish in a lentic freshwater ecosystem. *Aquatic Invasions* 14(2): 299–309.
- Ludányi, M., E.T.H.M. Peeters, B. Kiss, Á. Gáspár, I. Roessink, T. Magura, Z. Müller (2022) The current status of *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) and their effect on aquatic macroinvertebrate communities in Hungarian watercourses. *Aquatic Invasions* 17(4): 543–559.
- Machida, Y., Y.B. Akiyama (2013) Impacts of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera laevis* and *M. togakushiensis*) in Japan. *Hydrobiologia* 720: 145–151.
- Maciaszek, R., A. Jabłońska, S. Prati, P. Wróblewski, J. Gruszczyńska, W. Świderek (2022) Marbled crayfish *Procambarus virginalis* invades a nature reserve: how to stop further introductions? *The European Zoological Journal* 89(1): 888–901.
- Marques, M., F. Banha, M. Águas, P. Anastácio (2015) Environmental cues during overland dispersal by three freshwater invaders: *Eriocheir sinensis*, *Pacifastacus leniusculus*, and *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda). *Hydrobiologia* 742: 81–93.
- Mastitsky, S.E., A.Y. Karatayev, L.E. Burlakova, D.P. Molloy (2010) Parasites of exotic species in invaded areas: does lower diversity mean lower epizootic impact? *Diversity and Distributions* 16: 798–803.
- Mazlum, Y. A.G. Eversole (2005) Growth and survival of *Procambarus acutus acutus* (Girard, 1852) and *P. clarkii* (Girard, 1852) in competitive settings. *Aquaculture Research* 36: 537–545.
- Miron, L., M. Thomas, F. Ottburg, I. Roessink (2022) Kreeften voor de zwijnen werpen: rivierkreeften als mogelijke grondstof voor diervoeders. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Morbidelli, M., B. Melone, S. Forni, M. Orlando, A. Rossi, G. Cananzi, A. Capitani, G. Petroni, E. Tricarico (2025) Improving trapping effectiveness for controlling the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Management of Biological Invasions* 16(1): 295–311.
- Morolli C., F. Quaglio, G. Della Rocca, J. Malvisi, J. Di Salvio (2006) Evaluation of the toxicity of synthetic pyrethroids to red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard 1852) and common carp (*Cyprinus carpio*, L 1758). *Bulletin Francais Pêche Pesticide* 380–381: 1381–1394.
- Mouser, J., D.C. Ashley, T. Aley, S.K. Brewer (2019) Subterranean invasion by gapped ringed crayfish: effectiveness of a removal effort and barrier installation. *Diversity* 11: 3.
- Musil, M., M. Let, M. Riebel, P. Balzani, A. Kouba (2024) Non-native three-spined stickleback, a small but voracious predator of invasive crayfish. *Journal of Vertebrate Biology* 73(24060): 1–12.

- Musseau, C., C. Boulenger, A.J. Crivelli, I. Lebel, M. Pascal, S. Bouletreau, F. Santoul (2015) Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology* 60(4): 636–645.
- Nentwig, W., S. Bacher, S. Kumschick, P. Pyšek, M. Vilà (2018) More than “100 worst” alien species in Europe. *Biological Invasions* 20(6): 1611–1621.
- NNSS (2011a) GB Non-native organism risk assessment for *Procambarus clarkii*. GB Non-native Species Secretariat, York.
- NNSS (2011b) GB Non-native organism risk assessment for *Pacifastacus leniusculus*. GB Non-native Species Secretariat, York.
- O’Brien, C.D. Jeanette E. Hall, C.T. O’Brien, D. Baum, L. Ballantyne (2013) Impact of a natural pyrethrin biocide on two amphibians, common toad *Bufo bufo* and palmate newt *Lissotriton helveticus*, in Highland, UK. *Conservation Evidence* 10: 70–72.
- Oficialdegui, F., M. Bláha, S. Prati, B. Lipták, A. Weiperth, Z.M. Bányai, R. Maciaszek, J. Patoka, K. Scheers, P. Lemmers, J. Petutschnig, M. Petrtyl, A. Petrusek, A. Kouba (2025) Contrasting patterns of genetic variability in pet-traded red swamp crayfish *Procambarus clarkii* and its feral populations. *Freshwater Biology* 70(2): e70008.
- Ottburg, F., D. Lammertsma, A. Bloem, N. van Kessel (2019) Nieuwe zoetwaterkreeft voor Nederland ook in de Amerongse Bovenpolder. Geraadpleegd op 6 oktober 2025 van: <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=25732>.
- Ottburg, F.G.W.A., I. Roessink (2025) Eerste kreeftensleuf van Nederland in een laaglandbeek. Monitoring van de effectiviteit van de kreeftensleuf in een vispassage in de Oude Leij in Tilburg. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Parc naturel regional de Briere. Geraadpleegd op 4 december 2025 van: https://especies-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2023/07/ecrevisse_de_louisiane_r1.pdf
- Peay, S. (2009) Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394–395(03): 1–9.
- Peay, S., N. Guthrie, J. Spees, E. Nilsson, P. Bradley (2009) The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394–395: 12.
- Peay, S. (2013) Developing tools for the management of freshwater crayfish. PhD dissertatie. University of Leeds, Leeds.
- Phillips, I.D., R.D. Vinebrooke, M.A. Turner (2009a) Ecosystem consequences of potential range expansions of *Orconectes virilis* and *Orconectes rusticus* crayfish in Canada – a review. *Environmental Reviews* 17: 235–248.
- Phillips, I.D., R.D. Vinebrooke, M.A. Turner (2009b) Experimental reintroduction of the crayfish species *Orconectes virilis* into formerly acidified Lake 302S (Experimental Lakes Area, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(11): 1892–1902.
- Reeve, I.D. (2004) The removal of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from the River Clyde. Scottish Natural Heritage, Inverness.
- Reitsema, R.E., R. van Ek, S.A. Schep, A.J.P. Smolders, Gijs van Dijk (2024) Afwegingskader inlaat gebiedsvreemd water voor natuur. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Recsetar, M.S., S.A. Bonar (2015) Effectiveness of two commercial rotenone formulations in the eradication of virile crayfish *Orconectes virilis*. *North American Journal of Fisheries Management* 35(3): 616–620.
- Princen, K.C.G.J. (2016) Enten waterplanten Izaakswiid, Grietelân, 3-Mêd, Keimpelân en Jurjenslân. ATKB, Waardenburg.
- Rip, W. J., J. Kampen, G. Ter Heerdt, Y. Janssen, A. Roeffen, R. Beenen, B. Van Dijk, H. Kampf (2021) Reduceren van rode Amerikaanse rivierkreeft in een laagveenplas. *De Levende Natuur* 122: 155–159.
- 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, C., E. Bécares, M. Fernández-aláez, C. Fernández-aláez (2005) Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions* 7: 75–85.
- Roessink, I., S. Hudina, F.G.W.A. Ottburg (2010) Invloed van de invasieve rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) op waterplanten en waterkwaliteit. Alterra, Wageningen.

- Roessink, I., R. Gylstra, P.G.M. Heuts, B. Specken, F.G.W.A. Ottburg (2017) Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions* 12(3): 397–404.
- Roessink, I., L. Buijse, M.-C. Boerwinkel, N. Jansen, F.G.W.A. Ottburg (2023) Weet wat je eet! Onderzoek naar pcb's, dioxines, PFAS en metalen in uitheemse Amerikaanse rivierkreeften uit Nederlandse wateren. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Roessink, I., D. Thomas, I. Staritsky, F. Ottburg, E. Peeters (2024a) Verspreiding invasieve rivierkreeften in Nederland; Voorkomen in verleden, heden en toekomst. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Roessink, I. Y. van der Sterren, Q. Weggelaar, D. Scholten, F. Ottburg, E. Peeters (2024b) Impact van rivierkreeften in Nederland: Schade- en kostenbeeld van invasieve rivierkreeften voor Nederlandse waterbeheerders. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Roessink, I., F. G. W. A. Ottburg, D. Belgers, M.C. Boerwinkel, K. Swinkels (2024c) Toepasbaarheid kreeftensleuf in de praktijk; Experiment onder gecontroleerde veldomstandigheden omstandigheden op testlocatie De Sinderhoeve. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Roessink, I., F.G.W.A. Ottburg (2025) Deltafact Rivierkreeften. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Rogers, D., E. Watson (2013) GB Non-native Organism Risk Assessment for *Orconectes virilis*. GB Non-native Species Secretariat, York.
- Roje, S., L. Richter, S. Worischka, M. Let, L. Vesely, M. Buřič (2021) Round goby versus marbled crayfish: alien invasive predators and competitors. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 422: 18.
- Ruokonen, T. J., R. Sjövik, E. Erkamo, J. Tulonen, F. Ercoli, H. Kokko, J. Jussila (2018) Introduced alien signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Finland– uncontrollable expansion despite numerous crayfisheries strategies. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 419: 27.
- Ruokonen, T.J., E. Erkamo, J. Tulonen, H. Hämäläinen (2025) Successful control of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) by intensive trapping in a small lake. *Management of Biological Invasions* 16(2): 411–421.
- Sahlin, U., H.G. Smith, L. Edsman, G. Bengtsson (2010) Time to establishment success for introduced signal crayfish in Sweden – a statistical evaluation when success is partially known. *Journal of Applied Ecology* 47(5): 1044–1052.
- Sandodden, R., S.I. Johnsen (2010) Eradication of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET®. *Aquatic Invasions* 5(1): 75–81.
- Sanna, D., I. Azzena, F. Scarpa, P. Cossu, A. Pira, F. Gagliardi, M. Casu (2021) First record of the alien species *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 in fresh waters of Sardinia and insight into its genetic variability. *Life (Basel)* 24;11(7): 606.
- Schoelynck, J. P. Van Loon, R. Heirmans, S. Jacobs, H. Keirsebelik (2021) Design and testing of a trap removing Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*, H. Milne Edwards, 1853) from invaded river systems. *River Research and Applications* 37(2): 307–317.
- Scholtz, G., A. Braband, L. Tolley, A. Reimann, B. Mittmann, C. Lukhaup, F. Steuerwald, G. Vogt (2003) Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421: 806–806.
- Schnabler, A. (2016) Die Überlandwanderung des Kalikokrebses *Orconectes immunis*: Untersuchungen meteorologischer und räumlicher Aspekte bei der Besiedlung von Kleingewässern. Masterscriptie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Karlsruhe.
- Schnee, M.E., N.G. Clancy, M.C. Boyer, S.L. Bourret (2021) Recovery of freshwater invertebrates in Alpine lakes and streams following eradication of nonnative trout with rotenone. *Journal of Fish and Wildlife Management* 12 (2): 475–484.
- Schrijver, R., F. Ottburg, I. Roessink (2023) Achter het net: verdien capaciteit voor beroepsvissers op exotische rivierkreeften in Nederland: de economische haalbaarheid van exotische rivierkreeftvisserij in Nederlandse binnenwateren. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Schueller, J.R., J.R. Smerud, K.T. Fredricks, J.G. Putnam (2021) Literature review for candidate chemical control agents for nonnative crayfish. U.S. Geological Survey, Reston.
- Scordo, F., S.F. Girdner, A.S. Pedro, C. Seitz, S. Chandra (2023) Deterioration of the littoral–benthic ecosystem following recent expansion of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the World's clearest large lake. *Ecosystems* 26: 1489–1503.
- Sibley, P.J. (2000) Signal crayfish management in the River Wreake catchment. In: W.D. Rogers, & J. Brickland (red.) Proceedings of the Crayfish Conference held on 26th/27th April 2000 in Leeds. Environment Agency, Leeds.

- Sibley, P.J. (2001) Signal crayfish management in the Gaddesby Brook, Leicestershire: population assessment and management options. Institute of Fisheries Management, Hull.
- Simberloff, D. (2009) We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions* 11(1): 149–157.
- Soes, D.M., R. van Eekelen (2006) Rivierkreeften, een oprukkend probleem? *De Levende Natuur* 107(2): 56–59.
- Soes, D.M., B. Koese (2010) Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Soes, D.M., D. Beuker (2015) Verspreidingsonderzoek rivierkreeften Waterschap Rivierenland 2014. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Soes, D.M., J.H. Bergsma (2016) Verkennend onderzoek graafschade rivierkreeften Waterschap Rivierenland. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Sollie, S., E. Brouwer, P. de Kwaadsteniet (2011) Het toepassen van standplaatsen bij planvorming en ontwerp van natuurvriendelijke oevers. Handreiking natuurvriendelijke oevers: een standplaatsbenadering. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Souty-Grosset, C., P.M. Anastácio, 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. *Limnologia* 58: 78–93.
- Spikmans, F. T. Schippers, H. van Kleef, H. Verploegen, R. van den Born, R. van Grunsven, B. Koese (2022) Inzet biociden als faunabeschermingsmiddel bij bestrijding aquatische invasieve exoten in geïsoleerde wateren. Verkennende studie naar mogelijkheden en draagvlak. RAVON, Stichting Bargerveen, Radboud Universiteit – Centre Connecting Humans and Nature, Vlinderstichting, EIS.
- Stanton, J.A. (2004) Burrowing behaviour and movements of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana). 2004: University of Leicester (United Kingdom).
- Steen, F., K. Scheers, G. de Knijf (2023) Invasieve rivierkreeften in Vlaanderen: Stand van zaken en aanbevelingen bij vaststelling van nieuwe soorten en populaties. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Strayer, D.L., C.M. D'Antonio, F. Essl, M.S. Fowler, J. Geist, S. Hilt, I. Jarić, K. Jöhnk, C.G. Jones, X. Lambin, A.W. Latzka, J. Pergl, P. Pyšek, P. Robertson, M. von Schmalensee, R.A. Stefansson, J. Wright, J.M. Jeschke (2017) Boom-bust dynamics in biological invasions: Towards an improved application of the concept. *Ecology Letters* 20: 1337–1350.
- Styrishave, B., B.H. Bojsen, H. Witthøfft, O. Andersen (2007) Diurnal variations in physiology and behaviour of the noble crayfish *Astacus astacus* and the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 40(1): 63–77.
- Ter Heerdt, G., W. Rip (2020) Reductie van een populatie rode Amerikaanse rivierkreeften in de Distelvinkplas van de Molenpolder; Deel 2: Korte termijneffecten 2018-2019 op waterkwaliteit en vegetatie. Waternet, Amsterdam.
- Tilmans, M., A. Mrugała, J. Svoboda, M.Y. Engelsma, M. Petie, D.M. Soes, S. Nutbeam-Tuffs, B. Oidtmann, I. Roessink, A. Petrusek (2014) Survey of the crayfish plague pathogen presence in the Netherlands reveals a new *Aphanomyces astaci* carrier. *Journal of Invertebrate Pathology* 120: 74–79.
- Torchin, M.E., K.D. Lafferty, A.P. Dobson, V.J. McKenzie, A.M. Kuris (2003) Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421: 628–630.
- 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.
- Treguier, A., J.-M. Roussel, M.A. Schlaepfer, J.-M. Paillisso (2011) Landscape features correlate with spatial distribution of red-swamp crayfish *Procambarus clarkii* in a network of ponds. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 19.
- Tricarico, E., F. Lucy (2020) Risk assessment template developed under the “Study on Invasive Alien Species – Development of risk assessments to tackle priority species and enhance prevention” *Faxonius immunis* (Hagen, 1870).
- Tricarico, E., P. Ciampelli, L. De Cicco, S.A. Marsella, L. Petralia, B. Rossi, A. Zoccola, G. Mazza (2021) How raccoons could lead to the disappearance of native crayfish in Central Italy. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 681026.
- Vaeßen, S., H. Hollert (2015) Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems. *Environmental Sciences Europe* 27: 33.
- Van de Haterd, R., F. Helsloot, J. Bergsma (2023) De Craybar® als natuurlijke oplossing voor invasieve rivierkreeften – Creatief met kreeft. *Visionair* 70: 24–27.

- Van Kessel N, Kranenbarg J, Dorenbosch M, De Bruin A, Nagelkerke LAJ, Van der Velde G, Leuven RSEW (2013) Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: Kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekende kunstwerken. Verslagen Milieukunde 436. Natuurbalans-Limes Divergens, RAVON, Radboud Universiteit Nijmegen-Instituut voor Water en Wetland Research, Nijmegen en Wageningen Universiteit-Leerstoolgroep Aquacultuur en Visserij, Wageningen.
- Van der Loop, J.M.M., L.S. van Veenhuisen, M. van de Loo (2023) Hygiënisch werken met invasieve exoten in de provincie Friesland – versie 3. Soontjens Ecology, Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Van der Wal, J.E.M., M. Dorenbosch, A. Immers, C. Vidal Forteza, J.J.M. Geurts, E.T.H.M. Peeters, B. Koese, E.S. Bakker (2013) Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration. PLoS One 8(10): 78579.
- Van Dobben, H., J. Lamsma, H. Kampf (2017) Is de rode Amerikaanse rivierkreeft een ernstige bedreiging voor het veenweidegebied? De Levende Natuur 118(4): 154–158.
- Van Geest, G. F. Smolders, J. Roelofs (2025) Waterplanten en waterkwaliteit. Noordboek, Gorredijk.
- Van Giels, J., Y. Janssen (2018) Verspreidingsonderzoek kreeften Krimpen aan den IJssel. ATKb, Waardenburg.
- Van Giels, J., S. Kanters, N. Bleile, C. Cusell (2023) Pilot actieve bestrijding van invasieve rivierkreeften in polder Berkenwoude. Witteveen+Bos, Deventer.
- Van Kleef, H.H., S. Kanters, J. Kampen, P. Lemmers, B. Koese, S. Schep, W.J. Rip (2022) Uitwerking ecosysteemaanpak beheersen rivierkreeften Molenpolder. Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Van Kleef, H.H., L.S. van Veenhuisen, P. Lemmers (2023) Beheer van invasieve exotische waterplanten en rivierkreeften. Stichting Bargerveen, Natuurbalans – Limes Divergens BV, Nijmegen.
- Van Kuijk, T., J.C. Biesmeijer, B.B. van der Hoorn, P.F.M. Verdonschot (2021) Functional traits explain crayfish invasive success in the Netherlands. Scientific Reports 11: 2772
- Van Puijenbroek, P.J.T.M., J. Clement (2010) Basiskaart Aquatisch: de Watertypenkaart. Het oppervlaktewater in de TOP10NL geclassificeerd naar watertype. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Van Riel, M.C., H.H. van Kleef, J. van der Loop, L. van Veenhuisen, B. Odé, P. Lemmers, R. Creemers, M. Schutter, P. Nijenhuis, K. van Veen, A. van Kleunen, M. Gilbert, T. van der Have (2023) Horizonscan voor nieuwe invasieve uitheemse soorten in Nederland, update 2022. Nederlands Expertise Centrum Exoten (NEC-E), Nijmegen.
- Van Stijn, P.M.J., N. Bleile, J. van Giels, S. Kanters (2023) Pilot actieve bestrijding van invasieve rivierkreeften in polder Berkenwoude (fase 3). Witteveen+Bos, Deventer.
- Van Tilburg, M. (2010) Het ontwikkelen van een nieuwe vangstmethode en vergelijken van verschillende vangstmethoden voor de rivierkreeft. BSc dissertatie, Hogeschool Zeeland, Vlissingen.
- Van Veenhuisen, L.S., P. Lemmers, P. van der Heide, H.H. van Kleef (2024) Op zoek naar een alternatieve aanpak van invasieve rivierkreeften in de provincie Noord-Brabant. Stichting Bargerveen, Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.
- Van Veenhuisen, L.S., P. Lemmers, E. Jongejans, H.H. Van Kleef (2026) Managing invasive alien crayfish in isolated waterbodies: Evaluating control strategies for biodiversity conservation. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, <https://doi.org/10.1051/kmae/2025031>
- Vanzetto, G.V., J.G. Slaviero, P.F. Sturza, C.F. Rutkoski, N. Macagnan, C. Kolcenti, P.A. Hartmann, C.M. Ferreira, M.T. Hartmann (2019) Toxic effects of pyrethroids in tadpoles of *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae). Ecotoxicology 28(9): 1105–1114.
- Verboom, L.Q., J. Kampen, J. van Giels (2025) Pilot bestrijding rivierkreeft in de Krimpenervwaard - haalbaarheidsstudie en veldexperimenten. Witteveen+Bos, Utrecht.
- Vermiert, A.-M. (2020) Detektion und Risikobewertung des invasiven Kalikokrebses (*Faxonius immutabilis*) nach Einwanderung ins Gewässersystem Düssel. MSc dissertatie, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Düsseldorf.
- Veselý, L., T.J. Ruokonen, A. Weiperth, J. Kubec, B. Szajbert, W. Guo, F. Ercoli, M. Bláha, M. Buřič, H. Hämäläinen, A. Kouba (2021) Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. Hydrobiologia 848: 727–737.
- Vlachs, M., M. Buřič, F. Ložek, T. Görner, V. Čuprová, P. Kožený, M. Mojžišová, P. Vlach, E. Štruncová, A. Petrusek (2025) Difficult to deal with: attempts for eradication of marbled crayfish from a small urban pond. Management of Biological Invasions 16: 443–464.

- Vogt, G., L. Tolley, G. Scholtz (2004) Life stages and reproductive components of the Marmorikrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. *Journal of Morphology* 261: 286–311.
- Vogt, G. (2008) The marbled crayfish: a new model organism for research on development, epigenetics and evolutionary biology. *Journal of Zoology* 276 (1): 1–13.
- Weisbeek, T., N. Bleile (2025) De invloed van natuurvriendelijke oevers op rivierkreeften en andersom tussenrapportage van de resultaten van het eerste jaar in polderpark Cronensteyn. ATKb, Waardenburg.
- Werner, I., K. Moran (2008) Effects of pyrethroid insecticides on aquatic organisms. *ACS Symposium Series* 991: 310–334.
- Wright, R., M. Williams (2000) Long term trapping of signal crayfish at Wixoe on the River Stour, Essex. In: W.D. Rogers & J. Brickland (red.) *Proceedings of the Crayfish Conference held on 26th/27th April 2000 in Leeds*. Environment Agency, Leeds.
- Wujtewicz, D., B.R. Petrosky, D.L. Petrosky (2007) Acute toxicity of 5% non-synergized emulsifiable rotenone to white river crayfish *Procambarus acutus acutus* and white perch *Morone americana*. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(3): 249–259.
- Yanai, Z., T. Guy-Haim, O. Kolodny, Y. a. Levitt-Barmats, A. Mazal, A. R. Morov, A. Sagi, N. Truskanov, D. Milstein (2024) An overview of recent introductions of non-native crayfish (Crustacea, Decapoda) into inland water systems in Israel. *BioInvasions Records* 13(1): 195–208.

➞ BIJLAGEN

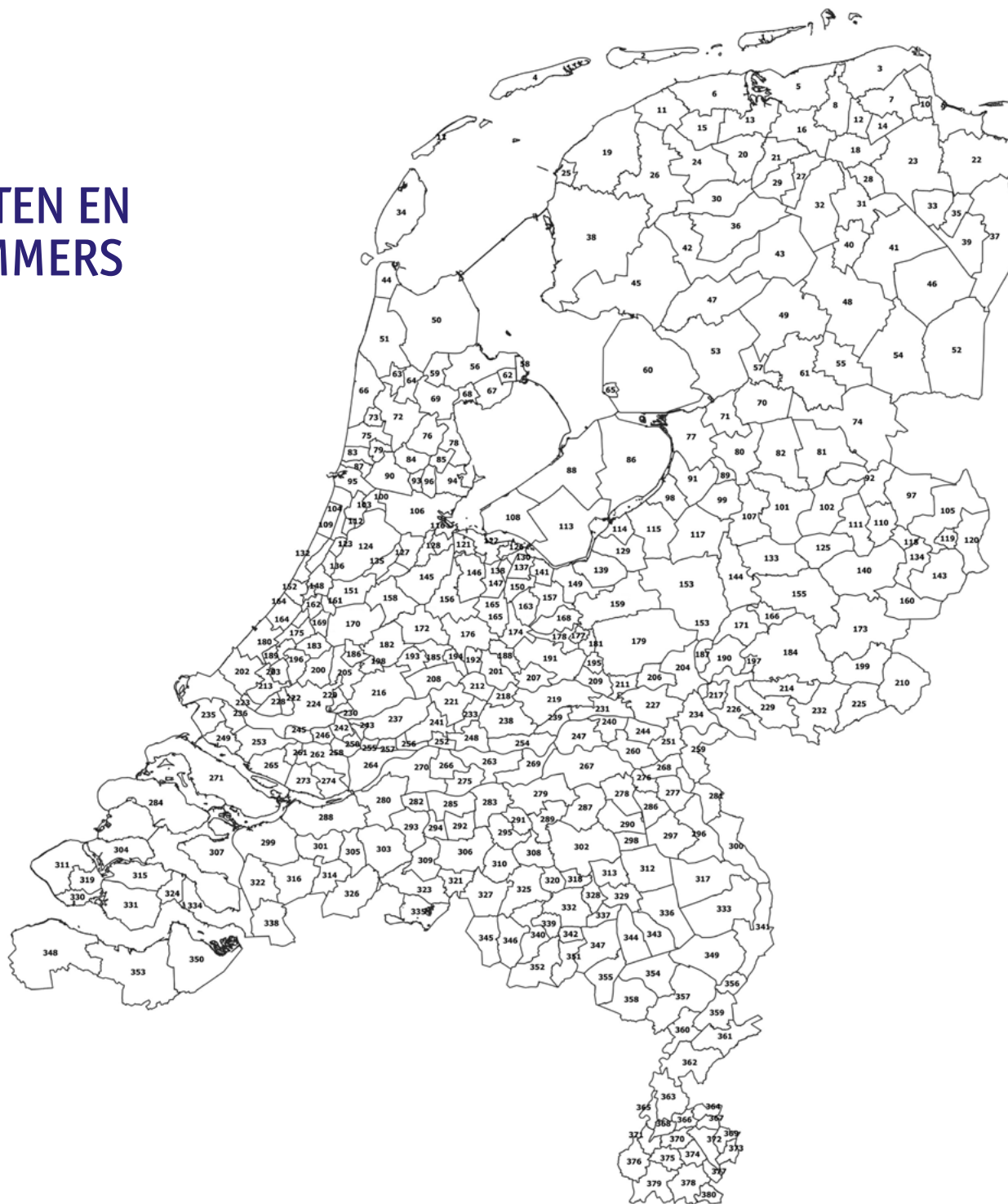


Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) (foto: Paul van Hoof)



BIJLAGE 1 KAART VAN GEMEENTEN EN BIJBEHORENDE NUMMERS

Nummers van gemeenten (op basis van indeling tot en met 2018) zijn gerangschikt van noord naar zuid.



➤

BIJLAGE 2

AANTAL WAARNEMINGEN (2014-2024) PER GEMEENTE

Het aantal waarnemingen van vijf soorten invasieve uitheemse rivierkreeften per gemeente (op basis van indeling tot en met 2018) op basis van gevalideerde data uit de Nationale Databank Flora en Fauna, periode 2014-2024.

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
1	Schiermonnikoog	0	0	0	0	0
2	Ameland	1	0	0	0	0
3	Eemsum	0	0	0	0	0
4	Terschelling	0	0	0	0	0
5	De Marne	0	0	0	0	0
6	Dongeradeel	0	0	0	0	0
7	Loppersum	0	0	0	0	0
8	Winsum	0	0	0	0	0
9	Delfzijl	0	0	0	0	0
10	Appingedam	0	0	0	0	0
11	Ferwerderadiel	0	6	0	0	0
12	Bedum	0	0	0	0	0
13	Kollumerland en Nieuwkruisland	0	0	0	0	0
14	Ten Boer	0	0	0	0	0
15	Dantumadiel	0	185	0	0	0
16	Zuidhorn	0	0	0	0	0
17	Vlieland	0	0	15	0	0
18	Groningen	11	37	0	0	0
19	Waadhoeke	0	70	0	0	0
20	Achtkarspelen	0	0	0	0	0
21	Grootevast	0	0	0	0	0

De calicotrivierkreeft is slechts eenmaal in één gemeente aangetroffen en is omwille daarvan niet in onderstaande tabel opgenomen.

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
22	Oldambt	0	0	0	0	0
23	Midden-Groningen	0	0	0	0	0
24	Tytsjerksteradiel	0	139	0	0	0
25	Hartingen	0	6	0	0	0
26	Leeuwarden	3	17	4	0	0
27	Leek	0	0	0	0	0
28	Haren	0	0	0	0	0
29	Marum	0	0	0	0	0
30	Smallingerland	0	0	0	0	0
31	Tynaarlo	1	5	0	0	0
32	Noordenveld	0	1	0	0	0
33	Veendam	0	0	13	0	0
34	Texel	0	0	0	0	0
35	Pekela	0	0	0	0	0
36	Opsterland	0	2	0	0	0
37	Westerwolde	0	12	0	0	0
38	Súdwest-Fryslân	0	49	0	0	0
39	Stadskanaal	0	4	0	0	0
40	Assen	0	0	0	0	0
41	Aa en Hunze	0	0	2	0	0
42	Heerenveen	0	19	1	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
43	Ooststellingwerf	0	0	0	0	0
44	Den Helder	3	0	0	0	0
45	De Fryske Marren	0	0	0	0	0
46	Borger-Odoorn	0	0	0	0	0
47	Weststellingwerf	0	0	0	0	0
48	Midden-Drenthe	0	0	0	0	0
49	Westerveld	0	0	0	1	0
50	Hollands Kroon	15	0	0	0	0
51	Schagen	44	0	0	0	2
52	Emmen	0	0	0	0	0
53	Steenwijkerland	104	0	0	0	0
54	Coevorden	6	0	0	0	0
55	Hoogeveen	0	0	0	0	0
56	Medemblik	5	0	0	0	0
57	Meppel	2	0	0	0	0
58	Enkhuizen	6	0	0	0	0
59	Opmeer	0	0	0	0	0
60	Noordoostpolder	22	0	0	0	0
61	De Wolden	0	0	0	0	0
62	Stede Broec	28	0	0	0	0
63	Langedijk	45	0	1	0	36
64	Heerhugowaard	2	0	0	0	4
65	Urk	2	0	0	0	0
66	Bergen (NH.)	73	0	0	0	4
67	Drechterland	9	0	0	0	0
68	Hoorn	1	0	0	0	0
69	Koggenland	5	0	0	0	0
70	Staphorst	0	0	0	0	0
71	Zwartewaterland	12	0	0	0	0
72	Alkmaar	120	0	0	0	0
73	Heiloo	22	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
74	Hardenberg	0	0	0	0	0
75	Castricum	14	0	0	0	0
76	Beemster	1	0	0	0	0
77	Kampen	42	1	0	0	0
78	Edam-Volendam	38	0	0	0	0
79	Uitgeest	2	0	0	0	0
80	Zwolle	0	6	0	0	0
81	Ommen	0	0	0	0	0
82	Dalfsen	0	0	0	0	0
83	Heemskerk	0	0	0	0	0
84	Wormerland	4	0	0	0	0
85	Purmerend	28	0	4	0	2
86	Dronten	0	0	0	0	4
87	Beverwijk	0	0	0	0	0
88	Lelystad	2	0	0	0	3
89	Hattem	0	0	0	0	0
90	Zaanstad	91	1	0	0	0
91	Oldebroek	0	0	0	0	0
92	Twenterand	3	0	0	0	0
93	Oostzaan	35	0	0	0	0
94	Waterland	20	0	0	0	0
95	Velsen	7	0	0	0	0
96	Landsmeer	40	0	0	0	0
97	Tubbergen	0	0	0	0	0
98	Elburg	0	0	0	0	0
99	Heerde	0	0	0	0	0
100	Haarlemmerliede en Spaarnwoude	46	0	0	0	0
101	Raalte	1	0	0	0	0
102	Hellendoorn	0	0	0	0	0
103	Haarlem	145	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
104	Bloemendaal	21	0	0	0	0
105	Dinkelland	0	0	0	8	0
106	Amsterdam	544	0	0	0	1
107	Olst-Wijhe	0	7	0	0	0
108	Almere	19	0	0	0	54
109	Zandvoort	0	0	0	0	0
110	Almelo	8	0	0	0	0
111	Wierden	0	0	0	0	0
112	Heemstede	20	0	0	0	0
113	Zeewolde	0	0	0	0	19
114	Harderwijk	0	0	0	0	0
115	Nunspeet	0	0	0	0	0
116	Diemen	81	0	0	0	0
117	Epe	0	0	0	0	0
118	Borne	0	0	0	0	0
119	Oldenzaal	0	0	0	0	0
120	Losser	0	0	0	103	0
121	Weesp	66	0	0	0	0
122	Gooise Meren	530	0	0	0	1
123	Hillegom	59	0	0	0	0
124	Haarlemmermeer	161	0	0	0	0
125	Rijssen-Holten	0	0	0	0	0
126	Huizen	16	0	0	0	1
127	Amstelveen	209	0	0	0	0
128	Ouder-Amstel	48	0	0	0	0
129	Ermelo	0	0	0	0	0
130	Blaricum	0	0	0	0	0
131	Noordwijkerhout	56	0	0	0	0
132	Noordwijk	42	0	0	0	0
133	Deventer	3	0	0	0	0
134	Hengelo	0	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
135	Aalsmeer	41	0	0	0	0
136	Lisse	67	0	0	0	0
137	Eemnes	0	0	0	0	0
138	Laren	0	0	0	0	0
139	Putten	0	0	0	0	0
140	Hof van Twente	0	0	0	0	0
141	Bunschoten	0	0	0	0	0
142	Uithoorn	57	0	0	0	1
143	Enschede	0	0	0	0	0
144	Voorst	0	0	0	0	0
145	De Ronde Venen	1987	0	0	0	287
146	Wijdmeren	341	0	0	0	9
147	Hilversum	74	0	0	0	0
148	Teylingen	200	0	0	0	4
149	Nijkerk	1	0	0	0	0
150	Baarn	0	0	0	0	0
151	Kaag en Braassem	108	0	0	0	3
152	Katwijk	111	1	0	0	0
153	Apeldoorn	6	0	0	0	0
154	Oegstgeest	88	0	0	0	0
155	Lochem	56	0	0	1	0
156	Stichtse Vecht	288	0	0	0	49
157	Amersfoort	12	0	0	0	0
158	Nieuwkoop	432	0	0	0	39
159	Barneveld	0	0	0	0	0
160	Haaksbergen	0	0	0	0	0
161	Leiderdorp	108	0	0	0	2
162	Leiden	538	0	0	0	0
163	Soest	0	0	0	0	0
164	Wassenaar	52	0	0	0	0
165	De Bilt	241	1	0	0	34
166	Zutphen	218	0	0	0	3

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
167	Voorschoten	95	0	0	0	0
168	Leusden	8	0	0	0	0
169	Zoeterwoude	61	0	0	0	0
170	Alphen aan den Rijn	864	0	0	0	29
171	Brummen	3	0	0	0	3
172	Woerden	216	0	0	0	69
173	Berkelland	0	0	0	0	0
174	Zeist	10	0	0	0	20
175	Leidschendam-Voorburg	165	0	0	0	0
176	Utrecht	227	0	0	0	119
177	Scherpenzeel	0	0	0	0	0
178	Woudenberg	0	0	0	0	0
179	Ede	12	0	0	0	0
180	's-Gravenhage	213	0	0	0	0
181	Renswoude	0	0	0	0	0
182	Bodegraven-Reeuwijk	329	0	0	0	17
183	Zoetermeer	214	0	0	0	0
184	Bronckhorst	44	0	0	0	0
185	Montfoort	27	0	0	0	20
186	Waddinxveen	151	0	0	0	0
187	Rozendaal	0	0	0	0	0
188	Bunnik	34	0	0	0	65
189	Rijswijk	115	0	0	0	0
190	Rheden	33	0	0	0	0
191	Utrechtse Heuvelrug	0	0	0	0	50
192	Nieuwegein	45	0	0	0	61
193	Oudewater	17	0	0	0	11
194	IJsselstein	10	0	0	0	30
195	Veenendaal	0	0	0	0	0
196	Pijnacker-Nootdorp	247	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
197	Doesburg	33	0	0	0	0
198	Gouda	237	2	0	0	0
199	Oost Gelre	0	0	0	0	0
200	Lansingerland	78	4	0	0	0
201	Houten	57	0	0	0	47
202	Westland	113	0	0	0	0
203	Delft	347	0	0	0	0
204	Arnhem	134	7	1	0	14
205	Zuidplas	62	5	0	0	14
206	Renkum	0	0	0	0	31
207	Wijk bij Duurstede	0	0	0	0	28
208	Lopik	30	0	0	0	8
209	Rhenen	0	0	0	0	10
210	Winterswijk	0	0	0	0	0
211	Wageningen	1	0	0	0	25
212	Vianen	0	29	0	0	1
213	Midden-Delfland	138	0	0	0	0
214	Doetinchem	21	0	0	0	3
215	Westervoort	11	0	0	0	0
216	Krimpenerwaard	390	3	0	0	4
217	Duiven	47	0	0	0	4
218	Culemborg	4	3	0	0	0
219	Buren	0	6	0	0	15
220	Capelle aan den IJssel	33	9	0	0	0
221	Zederik	8	385	0	0	0
222	Schiedam	55	0	0	0	0
223	Maassluis	16	0	0	0	0
224	Rotterdam	80	11	5	0	0
225	Aalten	0	0	0	0	0
226	Zevenaar	21	1	0	0	0
227	Overbetuwe	66	19	0	0	1

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
228	Vlaardingen	98	0	0	0	0
229	Montferland	3	1	0	0	0
230	Krimpen aan den IJssel	20	0	0	0	0
231	Neder-Betuwe	12	0	0	0	2
232	Oude IJsselstreek	7	0	0	0	1
233	Leerdam	1	24	0	0	0
234	Lingewaard	48	1	0	0	0
235	Westvoorne	0	0	0	0	0
236	Brielle	1	0	0	0	0
237	Molenwaard	3	127	0	0	1
238	Geldermalsen	0	20	0	0	0
239	Tiel	0	2	0	0	0
240	Druten	57	0	0	0	0
241	Giessenlanden	0	94	0	0	0
242	Ridderkerk	15	5	0	0	0
243	Alblasserdam	1	10	0	0	0
244	Beuningen	77	4	0	0	0
245	Albrandswaard	0	0	0	0	0
246	Barendrecht	2	0	0	0	0
247	West Maas en Waal	95	1	0	0	1
248	Lingewaal	2	52	0	0	0
249	Hellevoetsluis	1	0	0	0	0
250	Hendrik-Ido-Ambacht	1	0	0	0	0
251	Nijmegen	134	0	0	0	0
252	Gorinchem	1	36	0	0	0
253	Nissewaard	12	0	0	0	0
254	Neerijnen	1	4	0	0	0
255	Papendrecht	1	21	0	0	0
256	Hardinxveld-Giessendam	0	34	0	0	0
257	Sliedrecht	0	11	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
258	Zwijndrecht	5	0	0	0	0
259	Berg en Dal	1	0	0	0	0
260	Wijchen	128	0	0	0	0
261	Oud-Beijerland	0	0	0	0	0
262	Binnenmaas	1	0	0	0	0
263	Zaltbommel	1	0	0	0	0
264	Dordrecht	119	0	0	0	0
265	Korendijk	6	0	0	0	0
266	Woudrichem	1	0	0	0	0
267	Oss	41	0	0	0	0
268	Heumen	0	0	41	0	0
269	Maasdriel	3	0	0	0	0
270	Werkendam	2	2	0	0	0
271	Goeree-Overflakkee	45	0	0	0	0
272	Mook en Middelaar	0	0	0	0	0
273	Cromstrijen	0	0	0	0	0
274	Strijen	3	0	0	0	0
275	Aalburg	38	0	0	0	0
276	Grave	0	0	0	0	0
277	Cuijk	3	0	0	0	0
278	Landerd	0	0	0	0	0
279	's-Hertogenbosch	70	1	0	0	0
280	Drimmelen	64	0	0	0	0
281	Gennep	0	0	0	0	0
282	Geertruidenberg	3	0	0	1	0
283	Heusden	58	0	0	0	2
284	Schouwen-Duiveland	0	0	0	0	0
285	Waalwijk	13	0	0	0	0
286	Mill en Sint Hubert	0	0	0	0	0
287	Bernheze	11	0	0	0	0
288	Moerdijk	25	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
289	Sint-Michielsgestel	41	0	0	0	0
290	Uden	1	0	0	0	0
291	Vught	67	0	0	0	0
292	Loon op Zand	3	0	0	0	0
293	Oosterhout	33	0	0	1	0
294	Dongen	5	1	0	0	0
295	Haaren	72	0	0	0	0
296	Boxmeer	2	0	0	0	0
297	Sint Anthonis	8	0	0	0	0
298	Boekel	0	0	0	0	0
299	Steenbergen	22	0	0	0	0
300	Bergen (L.)	0	0	0	0	0
301	Halderberge	33	0	0	0	0
302	Meierijstad	105	11	0	0	0
303	Breda	250	0	0	0	0
304	Noord-Beveland	0	0	0	0	0
305	Etten-Leur	34	2	0	0	0
306	Tilburg	269	0	0	63	1
307	Tholen	0	0	0	0	0
308	Boxtel	2	0	0	0	0
309	Gilze en Rijen	55	0	0	11	0
310	Oisterwijk	4	0	0	0	0
311	Veere	0	0	10	0	0
312	Gemert-Bakel	0	0	0	0	0
313	Laarbeek	1	14	1	0	0
314	Rucphen	1	0	0	0	0
315	Goes	10	0	0	0	0
316	Roosendaal	4	0	1	0	0
317	Venray	0	0	0	0	0
318	Son en Breugel	0	0	0	0	0
319	Middelburg	3	0	2	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmer-kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
320	Best	0	1	0	0	0
321	Goirle	16	0	0	2	0
322	Bergen op Zoom	39	0	0	0	0
323	Alphen-Chaam	8	0	0	0	0
324	Kapelle	0	0	0	0	0
325	Oirschot	1	0	0	0	0
326	Zundert	3	0	0	0	0
327	Hilvarenbeek	0	0	0	0	5
328	Nuenen, Gerwen en Nederwetten	0	0	0	0	0
329	Helmond	1	19	0	0	0
330	Vlissingen	0	0	0	0	0
331	Borsele	0	0	0	0	0
332	Eindhoven	3	0	3	0	0
333	Horst aan de Maas	15	0	0	0	0
334	Reimerswaal	1	0	0	0	0
335	Baarle-Nassau	0	0	0	0	0
336	Deurne	0	0	0	0	0
337	Geldrop-Mierlo	0	0	0	0	0
338	Woensdrecht	0	0	0	0	0
339	Veldhoven	0	0	0	0	0
340	Eersel	0	0	0	0	0
341	Venlo	10	0	12	0	0
342	Waalre	1	0	11	0	1
343	Asten	0	0	0	0	0
344	Someren	0	0	0	0	0
345	Reusel-De Mierden	0	0	0	0	0
346	Bladel	1	0	0	0	0
347	Heeze-Leende	0	0	0	0	0
348	Sluis	24	5	2	0	0
349	Peel en Maas	0	0	0	0	0

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmere kreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
350	Hulst	0	0	0	0	0
351	Valkenswaard	0	0	0	0	0
352	Bergeijk	0	0	0	0	0
353	Terneuzen	4	0	0	0	0
354	Nederweert	1	0	0	0	0
355	Cranendonck	0	0	0	0	0
356	Beesel	0	0	0	0	0
357	Leudal	0	0	0	0	0
358	Weert	90	0	0	0	0
359	Roermond	0	0	0	0	0
360	Maasgouw	2	0	0	0	0
361	Roerdalen	0	0	0	0	0
362	Echt-Susteren	0	0	0	0	0
363	Sittard-Geleen	2	3	0	0	0
364	Onderbanken	0	0	0	0	0
365	Stein	0	0	0	0	0
366	Schinnen	0	0	0	0	0
367	Brunssum	0	0	0	0	0
368	Beek	0	0	0	0	0
369	Landgraaf	0	0	0	0	0
370	Nuth	0	0	0	0	0
371	Meerssen	1	0	0	0	0
372	Heerlen	0	0	1	0	0
373	Kerkrade	0	0	0	1	0
374	Voerendaal	0	0	0	0	0
375	Valkenburg aan de Geul	0	0	0	0	0
376	Maastricht	20	0	3	0	0
377	Simpelveld	0	0	0	0	0
378	Gulpen-Wittem	0	0	0	0	0
379	Eijsden-Margraten	0	0	0	0	0
380	Vaals	0	0	0	0	0

➤ BIJLAGE 3 VESTIGINGSSTATUS PER GEMEENTE

De vestigingsstatus van de zes soorten invasieve uitheemse rivierkreeften per gemeente (op basis van indeling tot en met 2018). Per soort zijn vijf categorieën gehanteerd (zie paragraaf 2.1 voor de gehanteerde methodiek):

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
1	Schiermonnikoog	4	4	3	4	4	4
2	Ameland	4	4	3	4	4	4
3	Eemsum	4	3	4	4	4	4
4	Terschelling	4	4	3	4	4	4
5	De Marne	4	3	4	4	4	4
6	Dongeradeel	4	2	4	4	4	4
7	Loppersum	4	3	4	4	4	4
8	Winsum	4	2	4	4	4	4
9	Delfzijl	3	3	4	4	3	4
10	Appingedam	3	3	4	4	3	4
11	Ferwerderadiel	4	1	5	4	4	4
12	Bedum	2	2	4	4	4	4
13	Kollumerland en Nieuwkruisland	3	2	4	4	4	4
14	Ten Boer	2	2	4	4	3	4
15	Dantumadiel	5	1	5	4	3	4
16	Zuidhorn	2	2	4	4	3	4
17	Vlieland	4	4	1	4	4	4
18	Groningen	1	1	5	4	3	4
19	Waadhoeke	5	1	5	4	4	4
20	Achtkarspelen	3	2	3	4	3	4
21	Grootegast	3	2	3	4	3	4

Code 1= gevestigd/invasief, 2= acuut bedreigd, 3= bedreigd, 4= minder geschikt vanwege abiotiek, 5= areaal gekoloniseerd door concurrerende soort.

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
22	Oldambt	3	2	2	4	3	4
23	Midden-Groningen	2	2	2	4	3	4
24	Tytsjerksteradiel	5	1	5	4	3	4
25	Hartingen	4	1	5	4	4	4
26	Leeuwarden	5	1	1	4	3	4
27	Leek	3	2	3	4	3	4
28	Haren	2	2	4	4	3	4
29	Marum	3	3	3	4	3	4
30	Smallingerland	3	2	3	4	3	4
31	Tynaarlo	4	1	3	4	4	4
32	Noordenveld	4	2	3	4	3	4
33	Veendam	4	4	1	4	4	4
34	Texel	4	4	3	4	4	4
35	Pekela	4	4	2	4	4	4
36	Opsterland	3	2	3	4	3	4
37	Westerwolde	4	1	3	4	3	4
38	Súdwest-Fryslân	5	1	5	4	3	4
39	Stadskanaal	4	1	2	4	4	4
40	Assen	4	4	3	4	4	4
41	Aa en Hunze	4	4	2	4	4	4
42	Heerenveen	3	1	5	4	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
43	Ooststellingwerf	4	4	3	4	4	4
44	Den Helder	4	3	3	4	3	4
45	De Fryske Marren	2	2	3	4	3	4
46	Borger-Odoorn	4	4	3	4	4	4
47	Weststellingwerf	2	2	3	4	3	4
48	Midden-Drenthe	4	4	3	4	4	4
49	Westerveld	4	4	3	4	4	4
50	Hollands Kroon	1	5	5	4	2	4
51	Schagen	1	5	3	4	2	4
52	Emmen	4	4	3	4	4	4
53	Steenwijkerland	1	5	5	4	3	4
54	Coevorden	1	4	3	4	4	4
55	Hoogeveen	4	4	3	4	4	4
56	Medemblik	1	3	5	4	3	4
57	Meppel	2	4	3	4	3	4
58	Enkhuizen	1	3	5	4	3	4
59	Opmeer	2	3	4	4	2	4
60	Noordoostpolder	1	5	5	4	2	4
61	De Wolden	4	4	3	4	4	4
62	Stede Broec	1	5	5	4	3	4
63	Langedijk	1	5	5	4	1	4
64	Heerhugowaard	2	3	4	4	1	4
65	Urk	2	4	4	4	3	4
66	Bergen (NH.)	1	5	3	4	1	4
67	Drechterland	1	3	5	4	3	4
68	Hoorn	2	3	4	4	3	4
69	Koggenland	1	3	5	4	2	4
70	Staphorst	2	2	3	4	3	4
71	Zwartewaterland	1	5	5	4	3	4
72	Alkmaar	1	5	5	4	2	4
73	Heiloo	1	5	5	4	2	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
74	Hardenberg	2	4	3	3	4	4
75	Castricum	1	5	3	4	2	4
76	Beemster	2	3	2	4	3	4
77	Kampen	1	5	5	4	3	3
78	Edam-Volendam	1	5	5	4	3	4
79	Uitgeest	2	3	4	4	3	4
80	Zwolle	2	1	5	4	3	3
81	Ommen	3	4	3	3	4	4
82	Dalfsen	3	2	3	3	3	4
83	Heemskerk	2	3	3	4	3	4
84	Wormerland	1	3	5	4	3	4
85	Purmerend	1	5	1	4	3	4
86	Dronten	3	3	4	4	1	4
87	Beverwijk	2	3	3	4	3	4
88	Lelystad	2	3	4	4	2	4
89	Hattem	2	2	3	4	3	4
90	Zaanstad	1	5	5	4	3	4
91	Oldebroek	2	4	3	4	4	4
92	Twenterand	4	4	3	3	4	4
93	Oostzaan	1	5	5	4	3	4
94	Waterland	1	5	5	4	3	4
95	Velsen	1	3	3	4	3	4
96	Landsmeer	1	5	5	4	3	4
97	Tubbergen	4	4	3	3	4	4
98	Elburg	4	4	3	4	4	4
99	Heerde	3	2	3	4	3	3
100	Haarlemmerliede en Spaarnwoude	1	5	5	4	3	4
101	Raalte	4	4	3	3	4	4
102	Hellendoorn	4	4	3	3	4	4
103	Haarlem	1	5	5	4	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
104	Bloemendaal	1	5	3	4	3	4
105	Dinkelland	4	4	3	1	4	4
106	Amsterdam	1	5	5	4	2	4
107	Olst-Wijhe	3	1	5	4	3	3
108	Almere	1	5	5	4	4	4
109	Zandvoort	4	4	3	4	4	4
110	Almelo	1	4	3	3	4	4
111	Wierden	4	4	3	3	4	4
112	Heemstede	1	5	5	4	3	4
113	Zeewolde	2	3	4	4	1	4
114	Harderwijk	4	4	3	4	4	4
115	Nunspeet	4	4	3	4	4	4
116	Diemen	1	5	5	4	4	4
117	Epe	4	4	3	4	4	3
118	Borne	4	4	3	3	4	4
119	Oldenzaal	4	4	3	3	4	4
120	Losser	4	4	3	1	4	4
121	Weesp	1	5	5	4	2	4
122	Gooise Meren	1	5	5	4	3	4
123	Hillegom	1	5	5	4	3	4
124	Haarlemmermeer	1	5	5	4	2	4
125	Rijssen-Holten	4	4	3	3	4	4
126	Huizen	1	5	5	4	3	4
127	Amstelveen	1	5	5	4	2	4
128	Ouder-Amstel	1	5	5	4	2	4
129	Ermelo	4	4	3	4	4	4
130	Blaricum	2	3	3	4	3	4
131	Noordwijkerhout	1	5	5	4	3	4
132	Noordwijk	1	5	3	4	3	4
133	Deventer	2	2	3	3	3	3
134	Hengelo	4	4	3	3	4	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
135	Aalsmeer	1	5	5	4	3	4
136	Lisse	1	5	5	4	2	4
137	Eemnes	2	3	3	4	3	4
138	Laren	4	4	3	4	4	4
139	Putten	3	3	3	4	3	4
140	Hof van Twente	4	4	3	3	4	4
141	Bunschoten	2	3	3	4	3	4
142	Uithoorn	1	5	5	4	2	4
143	Enschede	4	4	3	3	4	4
144	Voorst	2	2	3	4	3	3
145	De Ronde Venen	1	5	5	4	1	4
146	Wijdmeren	1	5	5	4	1	4
147	Hilversum	1	5	5	4	4	4
148	Teylingen	1	5	5	4	1	4
149	Nijkerk	2	3	3	4	3	4
150	Baarn	4	4	3	4	3	4
151	Kaag en Braassem	1	5	5	4	2	4
152	Katwijk	1	5	3	4	3	4
153	Apeldoorn	1	4	3	4	4	4
154	Oegstgeest	1	5	5	4	2	4
155	Lochem	1	5	3	3	4	4
156	Stichtse Vecht	1	5	5	4	1	4
157	Amersfoort	1	5	5	4	3	4
158	Nieuwkoop	1	5	5	4	1	4
159	Barneveld	4	4	3	4	4	4
160	Haaksbergen	4	4	3	3	4	4
161	Leiderdorp	1	5	5	4	2	4
162	Leiden	1	5	5	4	2	4
163	Soest	4	4	3	4	4	4
164	Wassenaar	1	5	3	4	3	4
165	De Bilt	1	5	5	4	1	4
166	Zutphen	1	5	3	4	3	3

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
167	Voorschoten	1	5	5	4	3	4
168	Leusden	1	4	5	4	4	4
169	Zoeterwoude	1	5	5	4	2	4
170	Alphen aan den Rijn	1	5	5	4	1	4
171	Brummen	2	4	3	4	3	4
172	Woerden	1	5	5	4	1	4
173	Berkelland	4	4	3	3	4	4
174	Zeist	1	5	5	4	1	4
175	Leidschendam-Voorburg	1	5	5	4	3	4
176	Utrecht	1	5	5	4	1	4
177	Scherpenzeel	4	4	3	4	4	4
178	Woudenberg	4	4	3	4	4	4
179	Ede	1	5	3	4	4	4
180	's-Gravenhage	1	5	3	4	3	4
181	Renswoude	4	4	3	4	4	4
182	Bodegraven-Reeuwijk	1	5	5	4	1	4
183	Zoetermeer	1	5	5	4	2	4
184	Bronckhorst	1	5	3	3	3	3
185	Montfoort	1	5	5	4	1	4
186	Waddinxveen	1	5	5	4	2	4
187	Rozendaal	2	4	3	4	4	4
188	Bunnik	1	5	5	4	1	4
189	Rijswijk	1	5	5	4	3	4
190	Rheden	1	5	3	4	2	4
191	Utrechtse Heuvelrug	4	4	3	4	1	4
192	Nieuwegein	1	5	5	4	1	4
193	Oudewater	1	5	5	4	1	4
194	IJsselstein	1	5	5	4	1	4
195	Veenendaal	4	4	3	4	4	4
196	Pijnacker-Nootdorp	1	5	5	4	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
197	Doesburg	1	5	3	4	3	3
198	Gouda	1	5	5	4	2	4
199	Oost Gelre	4	4	3	3	4	4
200	Lansingerland	1	1	5	4	2	4
201	Houten	1	5	5	4	1	3
202	Westland	1	5	3	4	3	4
203	Delft	1	5	5	4	3	4
204	Arnhem	1	1	3	4	1	3
205	Zuidplas	1	1	5	4	1	4
206	Renkum	2	4	3	4	1	4
207	Wijk bij Duurstede	2	2	3	4	1	4
208	Lopik	1	5	5	4	1	4
209	Rhenen	4	4	3	4	1	4
210	Winterswijk	4	4	3	3	4	4
211	Wageningen	2	2	3	4	1	3
212	Vianen	5	1	5	4	2	3
213	Midden-Delfland	1	5	5	4	3	4
214	Doetinchem	1	5	3	3	3	4
215	Westervoort	1	5	5	4	2	3
216	Krimpenerwaard	1	5	5	4	1	4
217	Duiven	1	5	3	4	1	3
218	Culemborg	1	2	5	4	2	3
219	Buren	2	1	5	4	1	3
220	Capelle aan den IJssel	1	1	5	4	2	4
221	Zederik	5	1	5	4	2	4
222	Schiedam	1	5	5	4	3	4
223	Maassluis	1	5	5	4	3	4
224	Rotterdam	1	1	3	4	2	4
225	Aalten	4	4	3	3	4	4
226	Zevenaar	1	5	3	3	2	3
227	Overbetuwe	1	1	3	4	2	3

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
228	Vlaardingen	1	5	5	4	3	4
229	Montferland	2	4	3	4	3	4
230	Krimpen aan den IJssel	1	5	5	4	2	4
231	Neder-Betuwe	1	5	5	4	2	3
232	Oude IJsselstreek	1	4	3	3	3	4
233	Leerdam	5	1	5	4	3	4
234	Lingewaard	1	5	3	4	2	2
235	Westvoorne	4	2	3	4	3	4
236	Brielle	4	2	4	4	3	4
237	Molenwaard	5	1	5	4	2	4
238	Geldermalsen	2	1	5	4	2	4
239	Tiel	2	2	4	4	2	4
240	Druten	1	5	5	4	3	3
241	Giessenlanden	5	1	5	4	3	4
242	Ridderkerk	1	5	5	4	2	4
243	Alblasserdam	5	1	5	4	3	4
244	Beuningen	1	1	5	4	3	3
245	Albrandswaard	2	2	4	4	3	4
246	Barendrecht	2	2	4	4	3	4
247	West Maas en Waal	1	5	5	4	3	3
248	Lingewaal	5	1	5	4	3	4
249	Hellevoetsluis	4	3	4	4	3	4
250	Hendrik-Ido-Ambacht	2	2	4	4	3	4
251	Nijmegen	1	5	2	4	3	3
252	Gorinchem	5	1	5	4	3	4
253	Nissewaard	1	5	5	4	3	4
254	Neerijnen	2	1	5	4	3	3
255	Papendrecht	5	1	5	4	3	4
256	Hardinxveld-Giessendam	5	1	5	4	3	4
257	Sliedrecht	5	1	5	4	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
258	Zwijndrecht	1	3	5	4	3	4
259	Berg en Dal	2	3	2	3	3	3
260	Wijchen	1	5	2	4	3	4
261	Oud-Beijerland	2	4	4	4	3	4
262	Binnenmaas	2	3	4	4	3	4
263	Zaltbommel	2	2	4	4	3	3
264	Dordrecht	1	5	5	4	3	4
265	Korendijk	1	3	5	4	3	4
266	Woudrichem	2	2	4	4	3	4
267	Oss	1	5	3	4	3	4
268	Heumen	2	3	1	3	3	4
269	Maasdriel	2	2	4	4	3	3
270	Werkendam	2	2	4	4	3	4
271	Goeree-Overflakkee	1	5	3	4	4	4
272	Mook en Middelaar	3	4	2	3	3	4
273	Cromstrijen	2	3	4	4	3	4
274	Strijen	2	3	4	4	3	4
275	Aalburg	1	5	5	4	3	4
276	Grave	2	4	2	3	3	4
277	Cuijk	2	3	2	3	3	4
278	Landerd	4	4	3	3	4	4
279	's-Hertogenbosch	1	5	3	4	3	4
280	Drimmelen	1	5	5	4	3	4
281	Gennep	3	4	3	3	3	4
282	Geertruidenberg	2	3	3	4	3	4
283	Heusden	1	5	3	4	3	4
284	Schouwen-Duiveland	4	3	3	4	4	4
285	Waalwijk	1	5	3	4	3	4
286	Mill en Sint Hubert	2	4	3	3	4	4
287	Bernheze	1	5	3	3	4	4
288	Moerdijk	1	5	5	4	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
289	Sint-Michielsgestel	1	5	3	3	4	4
290	Uden	4	4	3	4	4	4
291	Vught	1	5	3	4	4	4
292	Loon op Zand	2	4	3	4	4	4
293	Oosterhout	1	5	3	3	3	4
294	Dongen	1	4	3	3	4	4
295	Haaren	1	5	3	3	4	4
296	Boxmeer	2	4	3	3	3	4
297	Sint Anthonis	1	4	3	3	4	4
298	Boekel	4	4	3	4	4	4
299	Steenbergen	1	5	5	4	3	4
300	Bergen (L.)	2	4	2	3	3	4
301	Halderberge	1	5	3	4	3	4
302	Meerijstad	1	1	3	3	4	4
303	Breda	1	5	3	3	4	4
304	Noord-Beveland	4	3	4	4	4	4
305	Etten-Leur	1	5	3	4	4	4
306	Tilburg	1	5	3	1	4	4
307	Tholen	4	3	4	4	4	4
308	Boxtel	2	4	3	3	4	4
309	Gilze en Rijen	1	5	3	1	4	4
310	Oisterwijk	1	4	3	3	4	4
311	Veere	4	3	1	4	4	4
312	Gemert-Bakel	4	4	3	3	4	4
313	Laarbeek	4	1	3	3	4	4
314	Rucphen	4	4	3	3	4	4
315	Goes	1	5	5	4	4	4
316	Roosendaal	1	3	3	3	3	4
317	Venray	4	4	3	3	3	4
318	Son en Breugel	4	4	3	3	4	4
319	Middelburg	4	3	2	4	4	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
320	Best	4	4	3	3	4	4
321	Goirle	1	5	3	2	4	4
322	Bergen op Zoom	1	5	3	4	3	4
323	Alphen-Chaam	1	4	3	3	4	4
324	Kapelle	4	3	4	4	4	4
325	Oirschot	4	4	3	3	4	4
326	Zundert	4	4	3	3	4	4
327	Hilvarenbeek	4	4	3	3	1	4
328	Nuenen, Gerwen en Nederwetten	4	4	3	3	4	4
329	Helmond	4	1	3	3	4	4
330	Vlissingen	4	3	2	4	4	4
331	Borsele	4	3	4	4	4	4
332	Eindhoven	4	4	2	3	4	4
333	Horst aan de Maas	1	5	2	3	3	4
334	Reimerswaal	4	3	4	4	4	4
335	Baarle-Nassau	4	4	3	3	4	4
336	Deurne	4	4	3	3	4	4
337	Geldrop-Mierlo	4	4	3	3	4	4
338	Woensdrecht	4	3	3	4	3	4
339	Veldhoven	4	4	2	3	4	4
340	Eersel	4	4	3	3	4	4
341	Venlo	1	5	1	3	3	4
342	Waalre	4	4	1	3	4	4
343	Asten	4	4	3	3	4	4
344	Someren	4	4	3	3	4	4
345	Reusel-De Mierden	4	4	3	3	4	4
346	Bladel	4	4	3	3	4	4
347	Heeze-Leende	4	4	2	3	4	4
348	Sluis	1	1	5	4	4	4
349	Peel en Maas	3	3	2	3	3	4

ID	Gemeentenaam	Rode Amerikaanse rivierkreeft	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Marmerkreeft	Californische rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	Calicot-rivierkreeft
350	Hulst	2	3	3	4	4	4
351	Valkenswaard	4	4	2	3	4	4
352	Bergeijk	4	4	2	3	4	4
353	Terneuzen	1	2	5	4	4	4
354	Nederweert	4	4	3	3	4	4
355	Cranendonck	4	4	3	3	4	4
356	Beesel	2	3	2	3	4	4
357	Leudal	3	3	3	3	3	4
358	Weert	1	5	3	3	4	4
359	Roermond	3	3	3	2	3	4
360	Maasgouw	3	3	3	3	3	4
361	Roerdalen	4	4	3	2	4	4
362	Echt-Susteren	3	3	3	3	3	4
363	Sittard-Geleen	3	3	3	3	3	4
364	Onderbanken	4	4	3	3	4	4
365	Stein	3	3	3	3	3	4
366	Schinnen	4	4	3	3	4	4
367	Brunssum	4	4	3	3	4	4
368	Beek	4	4	3	3	4	4
369	Landgraaf	4	4	3	2	4	4
370	Nuth	4	4	3	3	4	4
371	Meerssen	3	3	3	2	3	4
372	Heerlen	4	4	3	3	4	4
373	Kerkrade	4	4	3	2	4	4
374	Voerendaal	4	4	3	3	4	4
375	Valkenburg aan de Geul	4	4	3	2	4	4
376	Maastricht	1	5	3	3	3	4
377	Simpelveld	4	4	3	3	4	4
378	Gulpen-Wittem	4	4	3	2	4	4
379	Eijsden-Margraten	4	4	3	3	4	4
380	Vaals	4	4	3	2	4	4

⇒ BIJLAGE 4 GESPREKSVERSLAGEN EXTERNE DESKUNDIGEN

⇒ **MAARTEN SCHRAMA**
Universiteit van Leiden

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

Maarten is betrokken bij een aantal projecten die zich richten op herstel van waterkwaliteit en biodiversiteit in aanwezigheid van rivierkreeften. Hij heeft geen directe ervaring met wegvangen of vormen van eliminatie.

1. Proef Cronesteijn – Hier is door Royal Haskoning en AKTB onderzocht wat het effect is van de aanleg van natuurvriendelijke oevers (flauwe talud 1:4) op de ontwikkeling van vegetatie en kreeftenaantallen. Dit is vergeleken met klassieke steile slootoevers. Het proefgebied is al lang geleden gekoloniseerd door rivierkreeften. Aanleg van flauwe oevers leidt tot herstel van oevervegetatie en afnames van rivierkreeften tot 80%. Het was een afname van 10 naar 2,5 dieren, wat nog steeds een hoge dichtheid is. Resultaten zijn nog niet gepubliceerd.
2. In de buurt van Leiden (Polderland) wordt deze proef herhaald met meer oevertypen en replica's. Wederom niet met doel kreeften te elimineren maar natuur te herstellen. Vier varianten van oevers worden getoetst: 1) gebruikelijke steile kanten, 2) flauwe taluds 1:4, 3) sloten met minimaal onderhoud en slechts deels schonen en 4) flauw talud met kokosmat en dunlaagje bagger om zaad in te brengen en bovendien uitzetten van stevige helofyten.
3. Proeven met toevoeging van krabbenscheer. Waarbij onderzocht wordt of dat leidt tot vestiging van krabbenscheer, herstel van waterkwaliteit en afname van rivierkreeften. Toevoegen van krabbenscheer was vooral succesvol in vroege zomer want dan groeien hebben ze nog lang de tijd voor populatie opbouw. In de winter uitzetten was weinig succesvol door hoge kreeftenvraat. Kreeftenaantallen waren op jaarbasis constant maar bij krabbenscheer introductie hoger in de winter en lager in de zomer.

Uitzetten van krabbenscheer leidde wel tot verbetering van waterkwaliteit (afname ammonium of fosfaat) zelfs in aanwezigheid van rivierkreeften. Bij dichtheid max. 0.9 kreeft/m² kan krabbenscheer zich handhaven. In het gebied zijn ook maatregelen ter verbetering waterkwaliteit genomen. Deze leiden zelfs in aanwezigheid van rivierkreeften tot herkolonisatie van kikkerbeet en andere waterplanten. Op sommige plekken zijn waterkwaliteitsproblemen dus niet gevolg van kreeften maar van vermestingsdruk.



ANTONÍN KOUBA

University of South Bohemia

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

Ervaringen:

- Er loopt een project bestrijding van rode Amerikaanse rivierkreeft in een smalle thermische bron over een lengte van ca. 2 km lang. Bestrijding bestaat uit het wegvangen (10 vallen over het gehele traject). Jaarlijks wordt de bron droog gepompt. Er wordt dan kalk gestrooid. Dit irriteert de dieren waardoor een deel hun schuilplekken verlaat. Vervolgens wordt het traject afgelopen en worden alle zichtbare rivierkreeften handmatig verzameld. De aantallen nemen iets af, maar er blijven jonge dieren achter.
- Er is een project geweest met het toedienen van gebluste kalk in poelen. Sterfte onder allerlei diergroepen was zeer hoog, maar onder rivierkreeften niet volledig. Dieren die in holen verscholen zaten, kwamen onvoldoende met de chemicaliën in contact en overleefden.
- Veel voorbeelden van slechts tijdelijke effecten van intensief wegvangen.
- Er is een LIFE project geweest op Malta met bestrijding van rode Amerikaanse rivierkreeft. Niet bekend om wat voor watertype het ging. Maatregelen bestonden uit droogleggen en afgraven. Na een jaar bleek de soort er nog te zitten.
- Stroom met Californische rivierkreeft. Europese rivierkreeft zit stroomopwaarts en is beschermd door een stuw. Er vindt monitoring plaats. Er is zeer intensief maandelijks weggevangen door handmatig alle schuilplekken te bekijken (omdraaien van stenen) en rivierkreeften te vangen, tot 10.000-den dieren. De grootte en biomassa namen sterk af, maar de aantallen bleven gelijk. Dat kwam doordat met name de grote volwassen dieren uit de beek verdwenen, waardoor jonge kreeften minder concurrentie ondervonden. Momenteel en voor de komende twee jaar wordt een andere vangstrategie gebruikt waarbij alleen de vrouwtjes worden weggevangen, zodat intraspecifieke concurrentie groot blijft. De hoop is dat de groei en overleving van jonge dieren hierdoor lager is.

- Hij kent geen andere voorbeelden van ecosysteembeheer dan de initiatieven die in Nederland lopen.
- In zijn ervaring is de kans op eliminatie bij wegvangen nihil. Gebruik van pesticiden in kleine geïsoleerde wateren is wel kansrijk (natural pyrethrum, synthetic pyrethroids zoals cypermethrin or deltamethrin).

Observaties van systeembeheer

- Antonin suggereert dat baars een goede soort is voor onderdrukken van rivierkreeft en daarbij met name predeert op jonge kreeften.
- Antonin ziet dat rivierkreeften zich kunnen handhaven bij hoge aantallen zonnebaars. Hij verwacht dat zonnebaars een negatief effect op rivierkreeftdichtheden, maar durft geen uitspraken te doen over hoe groot dat effect is.

Observaties van effecten

- Er zijn effecten van Californische rivierkreeften op zoetwatermossels. Er is predatie

Kenmerken van invasiegevoelige wateren

- Hij stelt dat schuilgelegenheid en graafgelegenheid de belangrijkste factor is. Maarten Schrama noemde dit ook.



JAPO JUSSILA EN LENNART EDSMAN

University of Eastern Finland en Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)

Japo werkt aan overdracht van kreeftenpest van Californische rivierkreeft naar Europese rivierkreeft. In die context is reduceren van dichtheden van uitheemse soorten alleen relevant als er eliminatie is. Immers een enkele invasieve rivierkreeft kan de kreeftenpest overbrengen. Op gebied van bestrijding werkt hij met name aan educatie over effecten van rivierkreeftintroducties.

Lennart werkt aan visstrategieën en bescherming van Europese rivierkreeft. Praktisch gezien is hij vooral bezig met afremmen van introducties. Er zijn vermoedelijke 10-duizenden illegale introducties geweest en dat gaat nog steeds door.

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

Beiden hebben weinig directe ervaring met bestrijding van rivierkreeften, maar kennen wel de literatuur en voorbeelden uit hun eigen netwerk. Zes gevallen van succesvolle bestrijding op het eiland Gotland, Zweden, met gebruik van pesticiden. Dit betreft wateren die zijn ontstaan bij mijnbouw (kalk). De wateren zijn drie keer behandeld. In Öland is een bestrijding uitgevoerd met pesticiden en een andere actie is gaande. Ook drie gevallen uit Noorwegen. Sommige van deze gevallen zijn beschreven in door Peay.

Af en toe worden chemische barrière aangelegd door het aanbrengen van “slate lime”. Daarbij ontstaat een pH van 10-11 wat schadelijk is voor Californische rivierkreeften. Hierover is niet gepubliceerd.

Aldus Lennart is afkreeften niet zinvol. Hij noemt dat slechts 2-3 procent van de populatie wordt gevangen en dus 97% blijft achter. In Finland is echter een voorbeeld waar vijf jaar zeer intensief is weggevangen uit een meer waarvan slechts een beperkte oppervlakte geschikt was voor uitheemse rivierkreeften. Volgens de uitvoerende overheidsinstantie hebben ze 5 jaar lang alle volwassen rivierkreeften gevangen. Na afloop was Californische rivierkreeft verdwenen. Overigens is 10 jaar later de soort opnieuw door recreanten uitgezet.

In Zweden wordt op verschillende plekken intensief gevangen. Niet met het doel om te elimineren, maar om dispersie te beperken óf om reproductie van forel te verhogen. Dit is niet gepubliceerd.

Electrische en fysieke barrières zijn uitgetoetst om verspreiding via beken te voorkomen. Dat lijkt te werken. De effectiviteit van fysieke barrières neemt af als er debris op terecht komt.

Kenmerken van invasiegevoelige wateren

De hierboven genoemde succesvolle Finse wegvangactie vond plaats in een meer waar lokaal een harde ongelijke bodem aanwezig was. Daar bevonden zich de rivierkreeften. De rest van het meer had een gladde organische bodem waar de rivierkreeften zich niet graag ophielden.



PREMEK HAMR Trent University

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

In Canada is weinig ervaring met bestrijding en controle van invasieve rivierkreeften. Meest algemene en wijdverspreide soort is *Faxonius rusticus*. *Procambarus* soorten zijn pas recent aangetroffen. *P. clarkii* is ongeveer 5 jaar aanwezig. *P. virginalis* ook pas recent en is de enige soort die wordt aangetroffen in geïsoleerde wateren met een perspectief op eliminatie.

Werkzaamheden hebben zich vooral gericht op organiseren van goede wetgeving over handel, transport en houden van rivierkreeften. De dieren werden veel gebruikt als levend aas in sportvisserij. Ook gaat er veel aandacht naar educatie. Er zijn maar weinig academici die zich bezighouden met onderzoek naar effecten en bestrijding.

De enige eliminatie houdt zich bezig met een populatie marmerkreeft. Deze bevindt zich in een drietal stormwateropvangbassins, elk ter grootte van een voetbalveld, welke hydrologisch zijn afgesloten van andere wateren. Reeds enkele jaren wordt in voorjaar en zomer de populatie gemonitord en dieren weggevangen. In de winters wordt getracht de waterstand zo laag mogelijk te maken om bevroering mogelijk te maken. De temperatuur in de winter kan dalen tot ca. -20C, maar er zijn ook mildere winters. In 2025 rapporteerden de kreeftenvangers aanzienlijk lagere aantallen (enkele 100-en) dan in 2024 (1000-en).

Er worden in het veld geen maatregelen genomen om verspreiding tegen te gaan of om weerbaarheid van ecosystemen te vergroten.

Observaties van effecten

De effecten van invasieve kreeften zijn vrijwel niet bestudeerd in Canada. Enige effect dat Premek kent van *F. rusticus* is vervanging van inheemse rivierkreeftensoorten.

Kenmerken van invasiegevoelige wateren

P. clarkii is vooral bekend van sterk gekanaliseerde waterlopen. *F. rusticus* is invasief in rivieren met tot 100(!) dieren per m².



THOMAS KLEFOTH Hogeschool Bremen

Nadruk van zijn werkt ligt op aan bescherming van Europese rivierkreeft in relatie tot kreeftenpest en uitheemse rivierkreeftsoorten. In die context is reduceren van dichtheden van uitheemse soorten alleen relevant als er eliminatie is. Immers een enkele invasieve rivierkreeft kan de kreeftenpest overbrengen.

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

Hij heeft meerdere keren geprobeerd om invasieve soorten te elimineren, vooral waterplanten maar geen uitheemse rivierkreeften. Hij heeft wel ideeën voor beheer van rivierkreeften:

- recruitment over-fishing – overbevissing in kleine en geïsoleerde wateren met nadruk op vangen van kleine dieren. In de toekomst hoopt hij vallen te ontwikkelen die gericht de kleine dieren vangen, zonder veel bijvangsten.
- gericht vangen van vervellende rivierkreeften. Er zijn experimenten die synchronisatie van vervelling zien bij volle maan. Dieren die vervellen zijn passief en vluchten veel minder snel en zijn daarom mogelijk beter te vangen door ze met zaklampen te zoeken. Echter, de synchronisatie is in het wild nog niet aangetoond.

Observaties systeembeheer

Thomas is van mening dat systeembeheer een kansrijke methode is om ecosystemen robuuster en weerbaar te maken. Dus ecosysteemherstel is van groot belang. Hij benoemt alleen geen sleutelprocessen en –factoren. Er zijn experimenten met het uitzetten van vissen. In een van de proefmeren zaten grote aantallen rivierkreeften. Enkele weken na het uitzetten van meerval (met hoge dichtheid) waren geen rivierkreeften meer terug te vinden. Echter, meerval is ook belangrijke predator voor andere soorten.

Het uitzetten van paling door visclubs is populair omdat er een lage mortaliteit is. Na intensief uitzetten van paling ziet men sterke afname van rivierkreeften. Paling heeft de voorkeur over meerval.

Observaties effecten

Thomas ziet vergelijkbare effecten van uitheemse rivierkreeften op functioneren van aquatische ecosystemen, maar wel minder extreem dan in NL. Mogelijk heeft dit te maken met het feit dat in zijn werkgebied relatief veel paling aanwezig is in de meren.

Kenmerken van invasiegevoelige wateren

Volgens Thomas zijn alle soorten zoete wateren gevoelig voor rivierkreeftinvasies. De leeftijd van de wateren is belangrijk. Hoe ouder hoe groter de kans dat er rivierkreeften zijn uitgezet. Snelstromende beken zijn minder gevoelig. Ook een hoge saliniteit is zorgt voor minder rivierkreeften.



ELENA TRICARICO & MARCO MORBIDELLI
University of Florence

In Italië spelen problemen zich vooral af in poelen, meren en wetlands. Elena en Marco hebben veel ervaring met diverse bestrijdingsmethoden en bovendien een groot netwerk van rivierkreeften-experts.

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

Er wordt in Italië gewerkt aan het verhogen van ecosysteemresistentie. Dat doen ze door stepping stones aan te leggen en de habitat te verbeteren voor rivierkreeft-etende soorten, zoals reigers, aal en snoek. Het betreft een LIFE-project, dat in het laatste jaar zit. Resultaten zijn nog niet bekend.

Proef met sterilisatie van mannelijke dieren m.b.v. röntgenstraling. Dat werkte slechts tot een bepaalde dosering. Daarboven gingen de dieren afwijkend gedrag vertonen.

Er is getest met het verwijderen van pleopoden van vrouwtjes. Dit lijkt goed te werken: de vrouwtjes gedragen zich normaal, paren nog steeds met mannetjes maar hebben geen succesvolle voortplanting. Doordat grote vrouwtjes aanwezig blijven interfereren ze met voortplanting van kleine vrouwtjes.

Tevens is getest met het verwijderen van gonapoda van volwassen mannetjes. Dit werkte niet 100% omdat vrouwtjes doorhadden dat er iets aan de hand was met de mannetjes.

Sterilisatie werkt alleen in geïsoleerde situaties omdat immigratie van onbehandelde dieren de effectiviteit doet afnemen.

Intensief wegvangen met verschillende soorten vallen (diverse soorten beaasde maaswijdte en sheltertraps) in een poel. Grootste maaswijdte was 2 cm, kleinste 1 cm. Opening van ingang varieerde. Er worden meer mannetjes gevangen van vrouwtjes. Ook worden vooral grote dieren gevangen. Kleine dieren worden pas gevangen bij afnemende dichtheden. Sheltertrap hebben 7 plastic pijpen met 3 verschillende diameters, die aan één kant open zijn en de andere kant eindigen in een fuik. De gevangen aantallen waren lager, maar wel met meer vrouwtjes en kleine kreeften. In september is de activiteit van vrouwtjes lager omdat ze zich terugtrekken in gangen. Er waren wel bijvangst in de vallen, dus dagelijks controleren was noodzakelijk. De vallen staan met een deel boven water om overleving van bijvangsten mogelijk te maken. Dit leidt wel tot verstoring door wasberen, die op het voer afkomen.

Met het intensief wegvangen is een punt bereikt met weinig rivierkreeften, maar nog geen sprake van eliminatie. Er treedt herstel op van macrofauna en amfibieën. In 2026 wordt het in dit project opgevolgd door het steriliseren van vrouwtjes.

Pyblast is uitgetest. Dit is een pesticide dat minder giftig is dan rotenon. In Tsjechië en Frankrijk wordt combinatie van droogleggen en gebluste kalk gebruikt. Dit was soms effectief. In Italië wordt dit niet gebruikt.



FABIAN HELSLOOT EN CHRISTIAAN NIJHOLT WAARDENBURG ECOLOGY

Waardenburg Ecology heeft de Craybar ontwikkeld.

Kennis van bestrijding van rivierkreeften

De Craybar is een drijvend platform met een verzamelbak. Daaraan zitten met buizen meerdere fuiken verbonden. Dat zijn beaasde fuiken en/of vallen die rivierkreeften aantrekken door ze schuilgelegenheid aan te bieden. Gevangen rivierkreeften kruipen via de slangen naar een centrale opvangbak. Omdat de Craybar nog in de testfase zit, is tot op heden de opvangbak afgesloten gehouden om de vangst efficiëntie te kunnen volgen. In de uiteindelijke opstelling kan ervoor gekozen worden de bak open te laten, zodat predatoren de rivierkreeften kunnen opeten.

Rondom Schiphol vindt kreeftenbestrijding plaats met zowel kreeftenkorfjes als de Craybar. Dit heeft als doel een vergelijking te kunnen maken. Craybar blijkt veel minder arbeidsintensief (gecorrigeerd voor aantal aangekoppelde vallen) en vangt 50% meer rivierkreeften dan een reguliere kreeftenkorf. Craybar vangt mannen en vrouwen in een verhouding van 1:1, dus gunstiger dan kreeftenkorfjes waar meer mannen dan vrouwen worden gevangen. Vanwege de beperkte oppervlakte van de proef (250 meter slootlengte) en de hoeveelheid sloten in de omgeving (12 km) stellen de onderzoekers wel een afname vast maar geen uitputting van de populatie. Combineren met Kreeftensleuf is mogelijk een goed idee. Daarmee wordt nieuwe aanvoer van rivierkreeft voorkomen en kan de dichtheid met de Craybar efficiënt worden teruggedrongen.

De Craybar wordt elke twee weken geleegd. Dat is minder dan het dagelijks legen van de kreeftenkorven.

De hoeveelheid bijvangst in de Craybar is veel kleiner dan in kreeftenkorven. De straal waarin de Craybar effectief is, is niet bekend. Op dit moment wordt bij

Schiphol met een opstelling een oeverlengte van 250 meter bevestigd, waarbij dan meerdere Craybars (4 st.) liggen met elk 12 vallen. Zo liggen er elke 10 meter een vangfuikje ligt. In Dronten (1,2 ha en 1,6 km oever) staan 4 Craybars met elk 7 vallen op 5 meter van de vangbak af.

Er is groot verschil in effectiviteit tussen soorten rivierkreeften. Zo wordt rode Amerikaanse rivierkreeft zowel door beaasde vallen als sheltertraps goed gevangen, terwijl geknobbeld rivierkreeft 4 keer beter met beaasde vallen wordt gevangen.

De valletjes van de Craybar zijn handzaam klein, de slangen zijn minder handzaam en de opvangbakken zijn serieus groot (1,5 m doorsnede). Verplaatsen over water is relatief gemakkelijk.

Beschadiging van de Craybar door mensen is gering.

Waardenburg heeft momenteel nog geen capaciteit ontwikkeld om de methode op grote schaal te gaan toepassen. Opschalen is wel mogelijk. De onderzoekers geven aan de methode niet zelf op grote schaal te willen gebruiken, aangezien hun doelstelling met name advisering is.

Waardenburg gaat in nabije toekomst wegvangen van rivierkreeften combineren met uitzetten van roofvissen.

Kosten Craybar

Prototype kost €1500 voor een gehele opstelling (vallen, buizen, vallen). Doel is om een kunststof Craybar te laten maken voor ca. €500 per unit.

Het legen van een Craybar kan door 1 persoon in 15 minuten worden gedaan. Dit gebeurt tweewekelijks.

➞ STOWA IN HET KORT



Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*)

STOWA IN HET KORT

KENNIS OVER WATER, VOOR NU ÉN LATER

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer – kortweg STOWA – is het kennisplatform van de Nederlandse waterschappen, provincies en Rijkswaterstaat. Vanuit Amersfoort werken we aan het ontwikkelen, verzamelen, verspreiden en implementeren van toegepaste kennis. Die kennis hebben waterbeheerders nodig om de opgaven waar zij voor staan, goed uit te kunnen voeren. Of het nu gaat om klimaatadaptatie (zowel stedelijk als landelijk gebied), een goede waterkwaliteit, duurzame en effectieve afvalwaterzuivering, veilige dijken en kaden, energietransitie of circulaire economie.

Het soort kennis dat wij ontwikkelen, is breed: technisch en natuurwetenschappelijk, maar soms ook bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk. Om te zorgen dat die kennis maximaal kan worden toegepast in de praktijk, presenteren we onze onderzoeksresultaten indien mogelijk in de vorm van praktische handreikingen, tools en instrumenten. Ook faciliteren we met het oog op kennisdoorwerking Communities of Practice en organiseren we daarvoor allerlei bijeenkomsten en webinars. Via onze eigen en andermans media geven we uitleg over de achtergronden bij ons werk.

STOWA werkt vraaggestuurd. We inventariseren welke kennisvragen waterbeheerders hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers: universiteiten, kennisinstituten, kennisbedrijven of adviesbureaus. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van gezamenlijke kennisprojecten op ons. Maar wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook ‘eigenaar’ van zijn. Dit om te waarborgen dat de projectresultaten de deelnemers praktische handelingsperspectieven bieden. Ieder project wordt om die reden begeleid door een commissie waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden vastgesteld door programmacommissies, waar waterbeheerders ook zitting in hebben.

STOWA is onafhankelijk, onpartijdig en transparant. De afnemers van onze kennis moeten erop kunnen vertrouwen dat de inhoud van onze rapporten objectief en representatief is. Alleen zo kan onze kennis worden ingezet voor beter waterbeheer en innovaties die antwoord geven op de uitdagingen van vandaag en morgen. Het is aan waterbeheerders te bepalen hoe ze de kennis van STOWA in de praktijk gebruiken.

STOWA is een stichting die de richtlijnen volgt voor organisaties zonder winstoogmerk (RJ-640). In ons jaarverslag is daarom naast een cijfermatige jaarrekening ook een directieverslag opgenomen over de stichting en haar activiteiten. Het budget bedraagt jaarlijks ongeveer 20 miljoen euro. Onze deelnemers leggen gezamenlijk ieder jaar ongeveer 10 miljoen in als structurele bijdrage. Daarnaast ontvangen we jaarlijks ongeveer 10 miljoen euro in de vorm van bijdragen aan afzonderlijke projecten.



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00 FAX 033 460 32 01
Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort
POSTBUS 2180 3800 CD Amersfoort