stowa

RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFTEN IN NEDERLAND: RELATIES MET MILIEU- EN OMGEVINGSFACTOREN

RAPPORT 2020 08

ISBN 978.90.5773.870.8

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

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Casper Cusell (Witteveen+Bos), Bob Brederveld (Witteveen+Bos), Lucas Doef (student ATKB)
Mitzi Jans (student HAS), Daan Lammers (student HAS), Michiel Tangerman (student HAS)
Ellen Weerman (HAS), Luke Moth (Witteveen+Bos), Jouke Kampen (ATKB)
Rob van de Haterd (Bureau Waardenburg), Bram Koese (EIS Naturalis), Sil Nieuwhof (Witteveen+Bos)
Annemieke Kooijman (Universiteit van Amsterdam), Annelies van de Craats (Witteveen+Bos)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE
Aat Barendregt (Universiteit Utrecht), Martin Goosens (Hoogheemraadschap van Rijnland)
Ronald Gylstra (Waterschap Rivierenland), Martin Hoorweg (Gebiedsakkoord Oostelijke Vechtplassen)
Allard van Leerdam (Staatsbosbeheer), Brigitte Mangelaars (Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden), Marit Meier (Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard)
Nynke van der Ploeg (Natuurmonumenten), Ernst Raaphorst (Hoogheemraadschap van Delfland)
Winnie Rip (Waternet), Flora Rosenbrand (Wetterskip Fryslân), José Vos (Waterschap de Dommel)
Bas van der Wal (STOWA), Wim Wiersinga (Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren)
Tessa van der Wijngaart (STOWA)

De opdrachtgevers voor dit onderzoek waren STOWA, Gebiedsakkoord Oostelijke Vechtplassen (o.a. Waternet, Provincie Noord-Holland & Natuurmonumenten), Hoogheemraadschap van Delfland, Hoogheemraadschap van Rijnland, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden, Waterschap de Dommel, Wetterskip Fryslân, Waterschap Rivierenland en het kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit.

VORMGEVING Vormgeving Studio B, Utrecht
AFBEELDINGEN Omslag: Lucas Doef, ATKB. Illustratie: Bureau OM, Paul van Ruiten.
STOWA 2020-08
ISBN 978.90.5773.870.8

Copyright Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.
Disclaimer Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

Het voorkomen van de rode Amerikaanse rivierkreeft is nauwelijks gerelateerd aan de habitat. Het aanpassen van de habitat, om de dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeften te verlagen, is dus lastig. Twee mogelijke aanknopingspunten zijn het verlagen van de fosfaatbelasting en het stimuleren van de aanwezigheid van brede rietoevers; er zijn aanwijzingen dat er onder die omstandigheden minder kreeften aanwezig zijn. Deze beide maatregelen zijn veelal ook in bredere zin positief voor veel watersystemen.

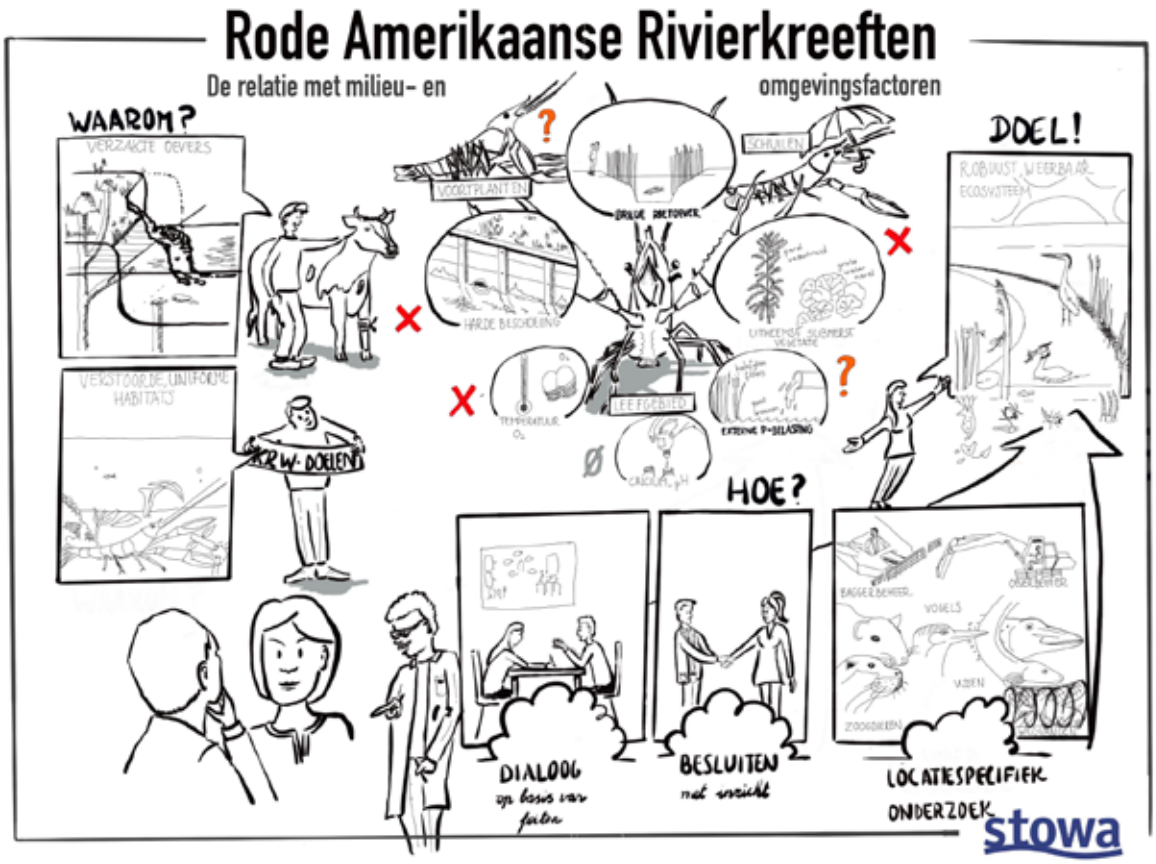
De rode Amerikaanse rivierkreeft is één van de uitheemse rivierkreeften die in Nederland voorkomt. Deze soort kan in grote dichtheden voorkomen, zorgt voor vertroebeling van het water, knipt waterplanten af en graaft in oevers. De soort leeft vooral in het veenweide- en laagveenlandschap. Waterbeheerders en natuurbeheerders zoeken naar handvatten om de dichtheden aan deze kreeften omlaag te brengen, teneinde de schade die ze kunnen veroorzaken te verminderen of te voorkomen. Deze kreeften komen op sommige plekken in hoge aantallen voor en op andere, nabij gelegen plekken, in lage aantallen. In dit onderzoek is gekeken of deze verschillen samenhangen met milieu- en omgevingsvariabelen.

Het onderzoek bevestigt dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een opportunistische soort is: hij plant zich snel voort en kan gedijen onder veel verschillende omstandigheden. Er zijn weinig verbanden gevonden tussen de dichtheden aan kreeften en milieu- en omgevingsvariabelen. Er zijn twee aanknopingspunten voor handelingsperspectief te noemen. Er is een zwak verband gevonden tussen kreeftendichtheden en de belasting van watersystemen met fosfor: er is een aanwijzing dat hoe hoger de belasting met fosfor is, hoe meer kreeften er in het watersysteem kunnen voorkomen. Dit verband is zwak, maar geeft wel perspectief, omdat voor veel watersystemen het verlagen van deze belasting toch al belangrijk is om waterkwaliteitsdoelen te halen. Daarnaast komt uit het onderzoek dat er minder kreeften kunnen voorkomen bij watersystemen met brede rietoevers. Ook dit geeft perspectief, omdat brede rietoevers ook positief kunnen bijdragen aan waterkwaliteit en biodiversiteit.

Een aantal maatregelen die voor veel watersystemen sowieso nuttig is, kunnen mogelijk dus ook positief uitwerken voor de aantallen kreeften. In dit kader is het ook goed te noemen dat het belangrijk is om een watersysteemanalyse uit te voeren wanneer gezocht wordt naar effectieve maatregelen, bijvoorbeeld volgens de methodiek van de ecologische sleutelfactoren.

Om op de nog onbeantwoorde vragen antwoord te geven, wordt op dit moment concreet onderzoek gedaan naar het wegvangen van kreeften en wordt ook gekeken naar de vraagstukken die hiermee vanuit wet- en regelgeving samenhangen. Ook wordt er een maatschappelijke kosten baten analyse uitgevoerd. Een groep van betrokken waterbeheerders, natuurbeheerders, vertegenwoordigers van het ministerie van LNV, provincies en experts geven samen invulling aan mogelijk ander vervolgonderzoek.

Joost Buntsma
Directeur STOWA



Deze tekening vat de uitkomsten samen van het onderzoek in dit rapport. Links staat waarom de kreeften een probleem vormen in het watersysteem. In het midden staan de factoren waarmee een verband is gevonden in de studie (of waarmee het verband onduidelijk is). De rode kruisjes geven aan dat deze verbanden geen handelingsperspectief opleveren, de oranje vraagtekens wel. Kort gezegd: meer brede rietoevers kunnen nadelig uitwerken voor kreeften en een lagere P-belasting ook. Onderaan staat aangegeven hoe we naar het doel kunnen toewerken: een dialoog op basis van feiten leidt tot besluiten met inzicht. Locatiespecifiek kan verder onderzoek worden gedaan. Dit alles om toe te werken naar robuuste, weerbare ecosystemen.

SAMENVATTING

Vanwege de verhoogde impact van uitheemse rivierkreeften op Nederlandse watersystemen is de aandacht voor uitheemse rivierkreeften sterk toegenomen in de afgelopen jaren. De uitheemse rivierkreeften hebben op veel locaties een negatief effect op de waterkwaliteit (en daarmee op doelstellingen voor de KRW en Natura 2000), ze verzwakken oevers en ze leiden waarschijnlijk tot extra baggeraanwas. Momenteel ontbreekt echter een eenduidige bestrijdings- of beheermethode die op Nederlandse landschapsschaal kan worden uitgevoerd.

Veel essentiële vragen over het gedrag en standplaatscondities van uitheemse rivierkreeften zijn echter nog (gedeeltelijk) onbeantwoord, terwijl juist deze antwoorden nodig zijn om de water- en natuurbeheerders handvatten te geven voor nieuwe bestrijdings- en beheersmaatregelen. Zo is nog niet goed duidelijk welke stuurfactoren bepalen waarom op bepaalde locaties veel uitheemse rivierkreeften zitten en op andere (nabijgelegen) locaties veel minder van deze kreeften aanwezig zijn. Dit was de aanleiding om een correlatief onderzoek uit te voeren naar de standplaatscondities van rode Amerikaanse rivierkreeften (de soort die de meeste problemen veroorzaakt en zich het snelst uitbreid over Nederland), waarbij gezocht is naar de factoren die verklaren waarom kreeften veel of juist weinig voorkomen in Nederlandse wateren.

Het onderzoek is geografisch beperkt tot Nederlandse veenweide- en laagveengebieden waar de rode Amerikaanse rivierkreeft al meer dan 10 jaar voorkomt, zodat verschillen in kreeftendichtheden vermoedelijk niet veroorzaakt worden door kolonisatieverschillen. In het totaal zijn tussen eind april en eind mei (in 2019) 138 meetlocaties bemonsterd, die verspreid lagen over 15 onderzoeksgebieden van zes Nederlandse waterbeheerders. Binnen de gebieden zijn locaties met veel en weinig rode Amerikaanse rivierkreeften bemonsterd. Niet alleen de kreeftendichtheid varieerde, maar er is ook gekozen voor gebieden en meetlocaties met genoeg variatie in potentiële stuurfactoren die de verschillen in kreeftendichtheid zouden kunnen verklaren. Zo zijn locaties met verschillende bodemtypen (veen-, klei en zandbodems), oevertypen en vegetaties meegenomen. Op elke meetlocatie is een vast en uitgebreid meetprotocol uitgevoerd in het veld. Deze velddataset is uitgebreid met gegevens die zijn aangeleverd door de water- en natuurbeheerders (zoals visgegevens, externe nutriëntenbelasting en oeverbeheer). In het totaal zijn er op deze manier gegevens verzameld van 153 verschillende factoren.

Uit ons onderzoek zijn de volgende potentiële stuurfactoren gekomen: zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater, externe P-belasting en het aantal schuilmogelijkheden en watertemperatuur. In alle gevallen was er voornamelijk sprake van draagkrachteffecten, waarbij een hogere waarde voor de stuurfactor leidt tot een hogere maximale kreeftendichtheid maar er kunnen dan nog steeds ook weinig rivierkreeften voorkomen. Dit komt doordat in veel gevallen niet één stuurfactor bepalend is, maar een combinatie van meerdere stuurfactoren. De volgende patronen volgen uit de dataset:

- Een (tijdelijk) lage zuurstofbeschikbaarheid in het oppervlaktewater gedurende een deel van het jaar leidt tot minder kreeften;
- Analyse van een beperkte dataset voor externe P-belasting levert een aanwijzing dat het maximaal aantal rode Amerikaanse rivierkreeften enigszins hoger is als de externe P-belasting hoger is;

- Het aantal schuilmogelijkheden wordt bepaald door het substraat (positief door met name het organisch stofgehalte in het substraat), positief door de slibdikte en door de bedekking met submerse vegetatie (de kreeftendichtheid was vooral opvallend hoger op locaties waar de exoten waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid dominant aanwezig waren), negatief door de aanwezigheid van brede rietoevers en door het aandeel oever dat 'hard' beschoeid is

Onderzochte factoren die, tegen verwachting in, volgens dit onderzoek geen of weinig invloed hebben op kreeftendichtheden zijn: doorzicht en prederende macrofauna. Voor de volgende factoren is niet duidelijk geworden of ze wel of niet van invloed zijn op kreeftendichtheid: nutriëntenhuishouding, biomassa van prederende vissoorten, prederende zoogdieren, prederende vogels, baggerbeheer en oeverbeheer.

Deze studie bevestigt de voortplantingsstrategie van de rode Amerikaanse rivierkreeft (een soort met een hoge productie van nakomelingen met een lage overlevingskans). De studie bevestigt tevens dat de soort kan voorkomen bij een brede range aan milieufactoren. Dit maakt het lastig om de verspreiding van de soort in Nederland tegen te gaan of de aantallen lokaal te beperken. Een aantal van de factoren die van invloed zijn op het voorkomen van deze kreeftensoort zijn moeilijk te vertalen naar een handelingsperspectief. Zo is het met oog op de waterkwaliteit niet wenselijk om de zuurstofbeschikbaarheid in oppervlaktewater te verlagen.

Ondanks dat het draagkrachteffect van de externe P-belasting niet heel sterk is, is dit wel een stuurfactor die mogelijk handelingsperspectief oplevert. Het verlagen van de externe P-belasting leidt tot betere waterkwaliteit en daarmee tot een robuustere ecologische levensgemeenschap, die mogelijk meer weerstand biedt tegen explosieve toename van het aantal rivierkreeften. Lokale watersysteemanalyses zouden hier inzicht in kunnen geven. Ook de uitkomsten van de studie met betrekking tot oevers bieden mogelijk handelingsperspectief: Brede rietoevers kunnen zorgen voor lagere aantallen kreeften en deze oevers kunnen watersystemen robuuster maken en positieve effecten hebben op fauna.

STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennis-vragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennis-vragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede aan alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:
Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFTEN IN NEDERLAND: RELATIES MET MILIEU- EN OMGEVINGSFACTOREN

INHOUD

TEN GELEIDE
SAMENVATTING
STOWA IN HET KORT

1 INLEIDING
1.1 Aanleiding
1.2 Doel
1.3 Onderzochte parameters
1.4 Leeswijzer

2 ONDERZOEKSOPZET EN METHODIEK
2.1 Onderzoeksopzet
2.2 Bepaling meetlocaties
2.3 Veldwerk en datapreparatie
2.3.1 Bepaling relatieve kreeftendichtheid met behulp van de aas-fuik methode
2.3.2 Vegetatiesamenstelling en -bedekking
2.3.3 Macrofauna
2.3.4 Abiotische structuren
2.3.5 Oppervlaktewaterkwaliteit
2.3.6 Bodem
2.4 Datapreparatie van overige gegevens (niet verzameld in het veld)
2.4.1 Oppervlaktewaterkwaliteit
2.4.2 Externe nutriëntbelastingen
2.4.3 Beheer
2.4.4 Visgegevens
2.4.5 Gegevens van dichtheid predatoren vanuit NDFF
2.5 Statistische methodes
2.5.1 Lineaire regressie analyses
2.5.2 Kwantielregressie
2.5.3 Multipele lineaire regressie
2.5.4 PCA-analyse

3 RESULTATEN EN DISCUSSIE
3.1 Kreeftendichtheid
3.2 Vegetatiesamenstelling en -bedekking
3.3 Abiotische randvoorwaarden
3.3.1 Zuurstofbeschikbaarheid
3.3.2 Doorzicht
3.3.3 Trofiegraad
3.3.4 Basenrijkdom
3.3.5 Saliniteit
3.4 Graaf- en schuilmogelijkheden
3.4.1 Substraat
3.4.2 Vegetatie
3.4.3 Beschoeiing
3.4.4 Geschiktheidsscores
3.5 Voedselwebinteracties
3.5.1 Vissen
3.5.2 Vogels
3.5.3 Zoogdieren
3.5.4 Macrofauna
3.6 Beheer
3.7 Multiple lineaire regressies
3.7.1 Factorselectie door de modellen
3.7.2 Resultaten multiple regressie op PCA-assen

4 SYNTHESE, HANDELINGSPERSPECTIEVEN EN AANBEVELINGEN
4.1 Synthese
4.1.1 Watertemperatuur
4.1.2 Vegetatiesamenstelling, doorzicht en nutriëntenhuishouding
4.1.3 Zuurstofhuishouding
4.1.4 Basenhuishouding
4.1.5 Graaf- en schuilmogelijkheden
4.1.6 Voedselwebinteracties
4.1.7 Bagger- en oeverbeheer
4.2 Handelingsperspectief
4.3 Aanbevelingen
4.3.1 Onderdelen die uit het CWS-advies rondom uitheemse rivierkreeften komen

5 LITERATUURLIJST

BIJLAGE(N)
I Lijst meetlocaties met x- en y-coördinaten
II Veldwerkformulier
III Macrofauna met verdeling potentiële predator en prooi van kreeften
IV Gehanteerde methodes bodemchemisch onderzoek
V Variabelen voor data-analyse
VI Resultaten lineaire regressie en Kruskal-Wallis-toets

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

De afgelopen jaren is de aandacht voor uitheemse rivierkreeften sterk toegenomen in de Nederlandse natuur- en waterwereld. De uitheemse rivierkreeften hebben vermoedelijk een negatief effect op de waterkwaliteit en vormen daarmee een potentieel risico voor de doelen van de Kader Richtlijn Water (KRW) en Natura-2000 (Van der Meulen *et al.* 2009; Soes & Koese 2010; Boerkamp *et al.* 2012a). Daarnaast leiden ze waarschijnlijk tot extra baggeraanwas (Koese & Vos 2013; Gylstra *et al.* 2016), verzakking van oevers (Barbaresi *et al.* 2004; Koese *et al.* 2011) en in sommige gebieden lijkt de waterveiligheid onder druk te staan als gevolg van gravende uitheemse rivierkreeften (Lemmers *et al.* 2018).

KADER 1

Uit drie literatuurstudies die het afgelopen jaar zijn uitgevoerd (Soes 2018; Lemmers *et al*. 2018; De Jong *et al*. 2019) blijkt dat kreeften inderdaad kunnen leiden tot bovenstaande problemen, maar dat een eenduidige bestrijdings- of beheermethode helaas ontbreekt. De meest gebruikte methode (afkreeften, oftewel het wegvangen van kreeften met beaasde fuiken) mislukt in de meeste gepubliceerde onderzoeken (onder andere Peay 2009; Van Emmerik 2010; Lemmers *et al*. 2018), omdat de uitheemse rivierkreeften (vooral de rode Amerikaanse rivierkreeft) een zeer hoge reproductiesnelheid hebben (Paulissen & Verdonschot 2007). Daarnaast zorgt de openheid van het Nederlandse (laagveen)landschap er waarschijnlijk voor dat er snelle (her)kolonisatie vanuit de omgeving kan optreden. Er is slechts één Britse studie (Hein *et al*. 2007) die duidelijk laat zien dat intensief afkreeften (in dit geval de roestkleurige Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes rusticus*)) daadwerkelijk leidt tot het gewenste resultaat, namelijk een watersysteem met duurzame lage kreeftdichtheden[1, 2]. Kortom, het toepassen van deze methode op landschapsschaal is voor de Nederlandse situatie nog omgeven met veel kennisvragen en zou weleens ontoepasbaar kunnen zijn. Er zijn momenteel echter geen andere bestrijdingsmethoden bekend die toepasbaar zijn op de Nederlandse landschapsschaal.

1 In Sparkling Lake (64 ha; Wisconsin, VS) werden gedurende 8 jaar (2001 - 2008) roestbruine Amerikaanse rivierkreeften afgekreeft in combinatie met het inzetten van forelbaarzen (Hein *et al.* 2007; Hansen *et al.* 2013). In het totaal werden 91.930 kreeften gevangen en werd de populatie gereduceerd met 99%. De vangsten namen in die periode af van 11,8 naar 0,11 kreeften per val. In de vier daarop volgende jaren nam de kreeftendichtheid niet toe. Uit monitoring van overige soortgroepen bleek de waterkwaliteit zich weer ter herstellen. Onbekend is hoe de kreeftenpopulatie en waterkwaliteit zich op langere termijn ontwikkeld hebben.

2 In een recent experiment dat ATKB in opdracht van waterschap Amstel, Gooi en Vecht en provincie Utrecht uitvoert in de Distelvinkplas (onderdeel van de Molenpolder in het Natura 2000-gebied Oostelijke vechtplassen) leidt intensief afkreeften na 1 jaar ook tot positieve effecten (Kampen 2019). De biomassa aan volwassen kreeften is ongeveer gehalveerd, het doorzicht is toegenomen van zeer troebel naar bodemzicht en de onbegroeide situatie is veranderd in een kranswierbedekking (*Nitella flexilis*.) van 60 - 80%. Het is wel de vraag wat dit voor de lange termijn ontwikkeling betekent, en wat er gebeurt als er gestopt wordt met het intensief afkreeften. Uit de literatuur blijkt dat de kreeften dan vaak op termijn weer gaan domineren (onder andere Peay 2009; Van Emmerik 2010; Lemmers *et al.* 2018), waarbij het onduidelijk is of dit ook gebeurt als de rest van het watersysteem ook is verbeterd. Daarnaast is het de nog de vraag of een dergelijke intensieve vangstmethode ook grootschalig en kostenefficiënt in het Nederlandse laagveen- en veenweidegebied kan worden uitgevoerd.

Hoewel de problemen steeds duidelijker worden, blijkt uit de drie opgestelde literatuurstudies (Soes 2018; Lemmers e*t al.* 2018; De Jong *et al.* 2019) dat er nog behoorlijk veel fundamentele/essentiële vragen (gedeeltelijk) onbeantwoord zijn, waardoor er niet goed gestuurd kan worden op de kreeftendichtheden in het Nederlandse landschap. Zo is nog niet goed duidelijk welke stuurfactoren bepalen waarom op bepaalde locaties veel uitheemse rivierkreeften zitten en op andere (nabijgelegen) locaties veel minder van deze kreeften aanwezig zijn. Het zijn juist deze stuurfactoren die water- en natuurbeheerders nieuwe handvatten kunnen gaan bieden voor toekomstige bestrijdings- en beheermaatregelen. Dit was de aanleiding voor de voorliggende verklarende studie naar het voorkomen van rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) in Nederlandse wateren, waarin getracht is om het verband tussen de kreeftendichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft en de habitatcondities beter in beeld te brengen.

In de lopende onderzoeken naar rivierkreeften komt steeds meer nadruk te liggen op de rode Amerikaanse rivierkreeft, omdat deze soort (a) zeer hoge dichtheden kan bereiken (Soes & Koese 2010), (b) door zijn graafgedrag (Koese & Vos 2013) veel problemen veroorzaakt rondom waterkwaliteit (vertroebeling en inbreng van nutriënten), baggeraanwas (oevererosie) en zelfs waterveiligheid (gaten in dijken), en (c) zich redelijk snel uitbreidt over het Nederlandse veenweide- en laagveenlandschap (mondelinge mededeling van B. Koese). Landelijke verschillen in kreeftendichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeft, zoals momenteel bijvoorbeeld tussen de Oostelijke Vechtplassen en de Wieden, worden vooralsnog waarschijnlijk veroorzaakt door kolonisatiepatronen. Op lokaal niveau zijn echter ook grote verschillen in dichtheden waargenomen, die op basis van een eerste analyse niet goed verklaard kunnen worden (Cusell *et al.* 2019).

1.2 DOEL

Het onderzoeksdoel is te bepalen waarom een kreeftenpopulatie van rode Amerikaanse rivierkreeft op de ene plek hoge dichtheden bereikt en op een nabijgelegen andere plek veel lagere dichtheden heeft of zelfs afwezig is. Aangezien de plekken vaak in open verbinding met elkaar staan, kunnen kolonisatieverschillen worden uitgesloten. Zo kan bijvoorbeeld de ene polder vol zitten met rode Amerikaanse rivierkreeften, terwijl de naastgelegen polder nauwelijks kreeften bevat.

Met het voorliggende onderzoek willen we deze grote lokale verschillen verklaren. Via dit onderzoek wordt meer inzicht verkregen in de sturende factoren die de kreeftendichtheid bepalen op dit lokale niveau. Idealiter komen uit dit onderzoek stuurfactoren die richting gaan geven aan potentiële maatregelpakketten, en daarmee handelingsperspectief bieden voor gebieden die nu te maken hebben met hoge dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeft.

1.3 ONDERZOCHTE PARAMETERS

Om meer inzicht te krijgen in de sturende factoren die de dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft bepalen, is op basis van reeds beschikbare kennis en hypotheses een selectie gemaakt van abiotische en biotische factoren (habitatcondities) waarvan verwacht kan worden dat deze invloed hebben op de kreeftendichtheid. De selectie van deze habitatfactoren is vooral gebaseerd op drie literatuurstudies die in 2018 en 2019 zijn uitgevoerd (Soes 2018; Lemmers *et al.* 2018; De Jong *et al.* 2019). De details van deze factoren zijn uitgewerkt in hoofdstuk 2.

1.4 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe het onderzoek is opgezet en welke methodes zijn gebruikt in het veld en voor de data-analyse. Hoofdstuk 3 bevat de resultaten van zowel het veldonderzoek als de data-analyse. De resultaten worden gelijk bediscussieerd. Tot slot zijn de conclusies en aanbevelingen beschreven in hoofdstuk 4, en volgt de literatuurlijst in hoofdstuk 5.

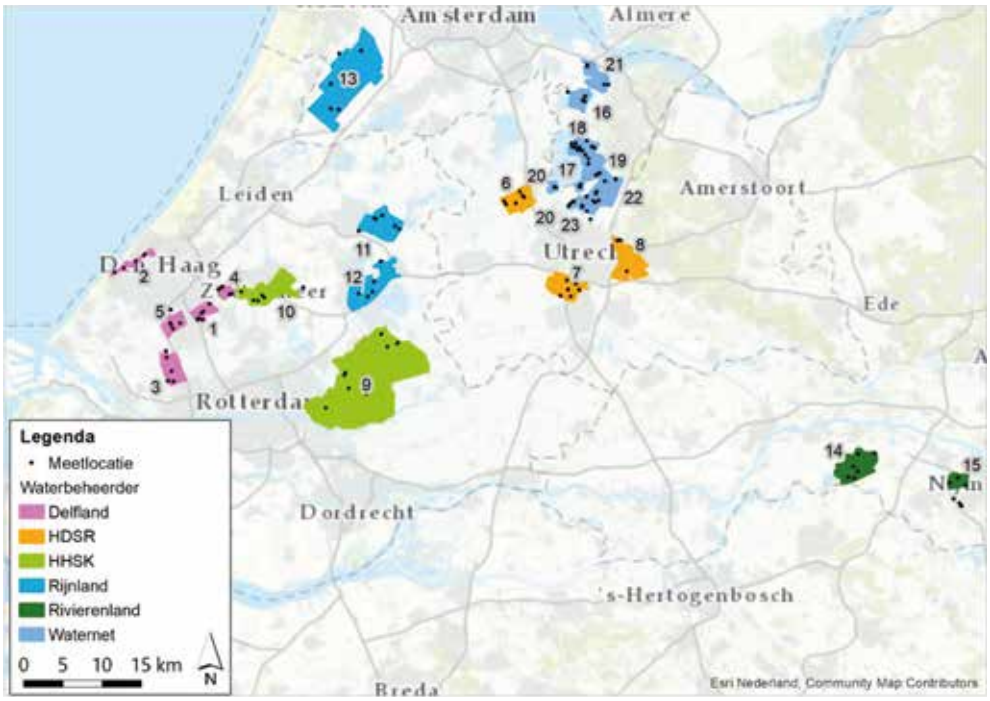
2

ONDERZOEKSOPZET EN METHODIEK

2.1 ONDERZOEKSOPZET

Om te achterhalen welke factoren bepalen of een kreeftenpopulatie van rode Amerikaanse rivierkreeft hoge biomassa's kan bereiken in het Nederlandse veenweide- en laagveenlandschap is gekozen voor een correlatief onderzoek. Alhoewel met behulp van een correlatief onderzoek onmogelijk causale verbanden kunnen worden aangetoond (daar zijn specifieke experimenten voor nodig), kunnen relaties tussen de kreeftendichtheid en potentieel verklarende factoren wel goed geduid worden met behulp van het voorgestelde correlatieve onderzoek. Tijdens dit onderzoek zijn plekken onderzocht met een verschillende omvang van de kreeftenpopulatie van rode Amerikaanse rivierkreeft, waarbij gezocht is naar plekken die dichtbij elkaar liggen en toch verschillende dichtheden aan kreeften hebben. In totaal zijn 23 gebieden bemonsterd, die ieder weer verschillende meetlocaties bevatte (*figuur 2.1*). Een gebied bestond meestal uit een peilgebied zoals de Westbroekse zodden of Het Hol). Het doel was om in elk gebied zes meetlocaties te bemonsteren, maar hier is van afgeweken voor zes gebieden (*tabel 2.1*). In totaal zijn 138 meetlocaties bemonsterd (*coördinaten in bijlage I*). Figuur 2.2 geeft een beeld van hoe de verdeling van de meetlocaties over een gebied er uit kan zien.

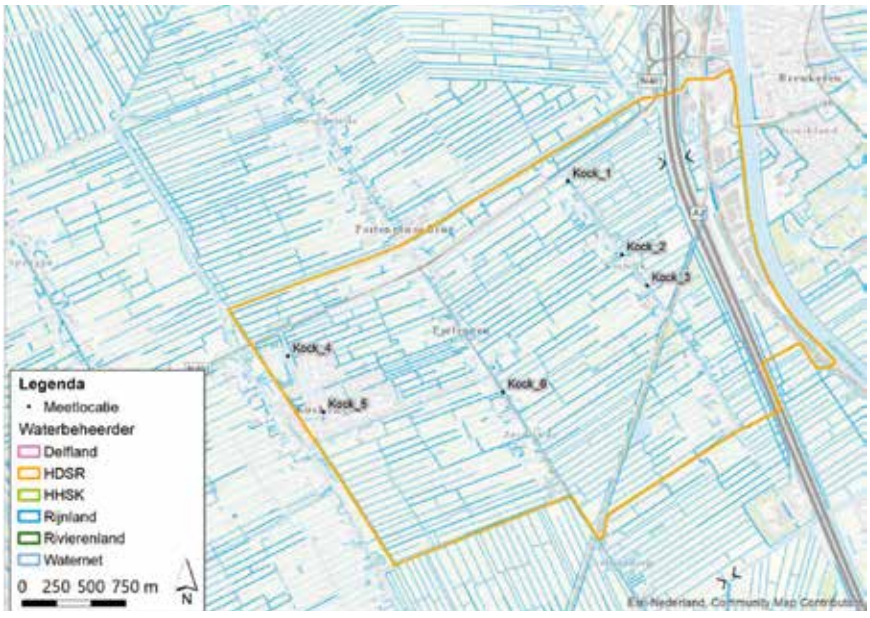
FIGUUR 2.1 **LIGGING VAN ONDERZOEKSGEBIEDEN PER WATERBEHEERDER EN LIGGING VAN MEETLOCATIES PER ONDERZOEKSGEBIED (DE NUMMERING KOMT OVEREEN MET DE NUMMERING IN TABEL 2.1)**



TABEL 2.1 **OVERZICHT VAN ONDERZOEKSGEBIEDEN PER WATERBEHEERDER MET HET AANTAL MEETLOCATIES PER GEBIED**

Waterbeheerder	Nr	Onderzoeksgebied	Aantal meetlocaties
hoogheemraadschap van Delfland (Delfland)	1	Delftse Hout	6
	2	Haagse beek	5
	3	Holierhoekse en Zouteveense polder	6
	4	Scheg Noord	6
	5	Voordijkhoornsche polder	6
hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (HDSR)	6	Kockengen	6
	7	Rijnburgerpolder Nieuwegein	6
	8	Utrechts Uithof	3
hoogheemraadschap van Schieland en de	9	Krimpenerwaard	9
Krimpenerwaard (HHSK)	10	Zoetermeer	5
hoogheemraadschap van Rijnland (Rijnland)	11	Aarlanderveen en Gouwsluis	6
	12	Reeuwijkse polders	6
	13	Vaarten Haarlemmermeer	6
waterschap Rivierenland (Rivierenland)	14	Horssen	6
	15	Lindenholt	6
waterschap Amstel, Gooi en Vecht (Waternet)	16	Ankeveense plassen	4
	17	De Vuntus	6
	18	Het hol	6
	19	Jachthaven Loosdrecht en de weersloot	6
	20	Kivietsbuurt en Tienhovense plassen	6
	21	Naardermeer	4
	22	Westbroekse zodden	6
	23	Molenpolder, Gagelbos en Maarseveense zodden	12

FIGUUR 2.2 **VOORBEELD VAN EEN ONDERZOEKSGEBIED MET DAARIN ZES MEETLOCATIES. HET AFGEBEELDE ONDERZOEKSGEBIED IS 'KOCKENGEN' NABIJ UTRECHT, IN HET BEHEERGEBIED VAN HDSR**



Voor alle meetlocaties zijn verscheidene factoren gemeten in het veld of zijn gegevens gebruikt die zijn aangeleverd door de waterbeheerder of de beheerder van de oever (*tabel 2.2*). Het gaat om factoren waarvan op basis van literatuur en interviews met experts vermoed wordt dat ze een rol kunnen spelen bij het bepalen van de kreeftendichtheid. De gegevens die zijn aangeleverd door de beheerders betroffen soms data van de exacte meetlocatie, maar vaak ging het om data die alleen op gebiedsniveau beschikbaar was. Deze factoren (bijvoorbeeld de externe nutriëntenbelasting en kritische nutriëntenbelasting) werden al gemonitord door de waterbeheerder en waren vaak van meerdere jaren beschikbaar. In paragrafen 2.3 en 2.4 zijn alle parameters verder uitgewerkt en is per parameter aangegeven hoe de aangeleverde data verder zijn opgewerkt.

TABEL 2.2 **OVERZICHT VAN FACTOREN (PARAMETERS) WAARVAN GEGEVENS VERZAMELD ZIJN IN HET VELD OF UIT BESTANDEN VAN DE WATER- EN OEVERBEHEERDERS. TEVENS IS HET NIVEAU WAAROP DE DATA VERZAMELD IS VERMELD EN IS DE PARAGRAAF VAN DIT RAPPORT VERMELD WAARIN DE METHODIEK VERDER IS UITGEWERKT**

Parameter	Bron	Niveau	Paragraaf
relatieve kreeftendichtheid	veld	meetlocatie	2.3.1
vegetatiesamenstelling	veld	meetlocatie	2.3.2
macrofauna	veld	meetlocatie	2.3.3
abiotische structuren	veld	meetlocatie	2.3.4
oppervlaktewaterkwaliteit in het veld	veld	meetlocatie	2.3.5
bodem	veld en laboratorium	meetlocatie	2.3.6
oppervlaktewaterkwaliteit databases			
waterbeheerders	waterbeheerder	gebied	2.4.1
externe nutriëntenbelasting	waterbeheerder	gebied	2.4.2
beheer	waterbeheerder en oeverbeheerder	gebied	2.4.3
visgegevens	waterbeheerder	meetlocatie	2.4.4
predatoren dichtheid	NDFF	meetlocatie	2.4.5

2.2 BEPALING MEETLOCATIES

De gebieden, en de meetlocaties daarin, zijn in overleg met de lokale natuur- en waterbeheerders bepaald, waarbij de onderstaande criteria zijn gehanteerd. Deze staan op volgorde van belang, waarbij de eerst genoemde voorwaarde het belangrijkst is en de laatste voorwaarde de minste invloed heeft gehad op de gemaakte keuze:

1. de aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeft dient al langere tijd (meer dan circa 10 jaar) bekend te zijn in een gebied. In dit onderzoek zijn andere gebieden (zoals de Friese boezem, Noord-Holland ten noorden van het Noordzeekanaal en De Wieden en De Weerribben) afgevallen, omdat voor die gebieden onduidelijk is of een gebrek aan kolonisatiemogelijkheden een belangrijke oorzaak kan zijn van waargenomen lagere kreeftendichtheden;
2. er zijn alleen oeversituaties meegenomen, omdat midden op een open meer veel lagere dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeft voorkomen;
3. de meetlocaties dienden relatief makkelijk bereikbaar te zijn, zodat zo veel mogelijk meetlocaties konden worden bemonsterd. Het moest in ieder geval mogelijk zijn om met twee groepen zes meetlocaties op één dag te bezoeken;

4. binnen de gebieden diende zo veel mogelijk een variatie aan dichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeft aanwezig te zijn;
5. er diende voldoende variatie te zijn in de vier parameters waarvan op voorhand werd verwacht dat ze veel invloed zouden kunnen hebben op de populatiegrootte van rode Amerikaanse rivierkreeft. Deze parameters waren:
   - talud van de oevers, zowel boven- als onderwater;
   - textuur van de oever (locaties van verschillende bodemtypen diende meegenomen te worden in het onderzoek: dus zowel veen-, klei- als zandbodems);
   - oppervlakte van de watergang (zowel meren, kanalen als slootsystemen);
   - beheer, zowel van de oever als het baggerbeheer;
6. er diende in ieder geval enkele meetlocaties met krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) en/of goed ontwikkelde oeververlandingen met onder andere snavelzegge (*Carex rostrata*), paddenrus (*Juncus subnodulosus*), holpijp (*Equisetum fluviatile*) en/of waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) te worden meegenomen in het onderzoek[1];
7. het was een pluspunt als er al datareeksen beschikbaar waren van het gebied en de daarin uitgekozen meetlocaties, waarbij vooral gekeken is naar waterkwaliteitsreeksen en biologische KRW-bemonsteringen (waterplanten, vissen en/of macrofauna) van waterschappen. Dit was een aanvullende wens, want verscheidene gebieden maken geen onderdeel uit van een KRW-waterlichaam en zijn daardoor per definitie minder/niet bemonsterd door de waterschappen.

Bij het selecteren van de exacte meetlocaties is het volgende proces doorlopen. Eerst zijn potentiële gebieden geselecteerd op basis van bovenstaande criteria (punten 1 tot en met 4). Voor de verspreidingsgegevens van rode Amerikaanse rivierkreeft is gebruik gemaakt van de NDFF, waarneming.nl, verspreidingskaarten van EIS en bijvangsten van visvangsten van ATKB. De geselecteerde gebieden zijn ter goedkeuring voorgelegd aan de desbetreffende waterbeheerders. Vervolgens is in overleg met de waterbeheerders de definitieve gebiedskeuze bepaalt en zijn de zes (of meer) exacte meetlocaties binnen de geselecteerde gebieden vastgelegd. De waterbeheerders hebben hierbij informatie ingebracht over locaties waar nu al relevante monitoring wordt uitgevoerd, zodat hierop kon worden aangesloten. Voor de onderzoeksgebieden 'Molenpolder, Gagelbos en Maarseveense zodden' en 'Krimpenerwaard' zijn respectievelijk twaalf en negen meetlocaties uitgezet, omdat deze gebieden in potentie een grote variatie aan kreeftendichtheden en sturende factoren zouden kunnen hebben.

Voor elke meetlocatie is daarna toestemming voor gebiedsbetreding aangevraagd aan de perceeleigenaar van de meetlocatie. Tevens is er (waar van toepassing) per meetlocatie toestemming voor het vissen met korven aan de beroeps- en sportvissers gevraagd. Twee locaties zijn voor het veldwerk weggevallen, omdat deze toestemming niet werd verleend. Daarnaast zijn enkele meetlocaties weggevallen doordat tijdens het veldwerk bleek dat de meetlocaties ongeschikt of onbereikbaar waren.

1 Dit zijn indicatorsoorten voor een vegetatietype dat hoort bij een verlandingssituatie, welke het begin kunnen zijn van trilveenvorming. Omdat trilvenen onder druk staan, wordt in een onderzoek van de Vereniging van Bos- en Natuureigenaren (VBNE) gekeken naar mogelijke oorzaken van achteruitgang van krabbenscheer en het effect dat rode Amerikaanse rivierkreeft door zijn vraat kan hebben op deze verlandingssituaties.

2.3 VELDWERK EN DATAPREPARATIE

2.3.1 BEPALING RELATIEVE KREEFTENDICHTHEID MET BEHULP VAN DE AAS-FUIK METHODE

VELDWERK

De dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft en de gemeten parameters (veldwerkformulier, bijlage II) zijn eenmalig ingeschat tussen eind april en eind mei 2019[2,3]. Er is bewust voor deze periode gekozen, omdat het aantal rode Amerikaanse rivierkreeften dat in die periode gevangen wordt met beaasde fuiken weinig verschilt tussen verschillende nachten en fuiken (mondelinge mededelingen van B. Koese en drs. J. Kampen op basis van vangstgegevens in onder andere de Vinkeveense Plassen en de Distelvinkplas). Het gevangen aantal rivierkreeften is een momentopname en daarmee een indicatie van de populatiedichtheid. Er zijn dan ook geen absolute dichtheden gemeten, maar de vangsten kunnen wel gebruikt worden als een proxy voor de relatieve kreeftendichtheid waarbij de verschillen in de vangstgegevens (die op een standaard wijze zijn uitgevoerd) een indicatie geven voor verschillen in kreeftendichtheden tussen de locaties. Waar in het vervolg van het rapport gesproken wordt over de kreeftendichtheid wordt dus in feite de relatieve kreeftendichtheid bedoeld.

Per locatie zijn twaalf korven gedurende één nacht (circa 20 uur) uitgezet met uitzondering van onderzoeksgebied Naardermeer, waar gedurende één nacht (circa 20 uur) gevist is door Natuurmonumenten met drie tot negen korven per locatie van een ander type (*figuur 2.3, rechts*). De korven zijn over een traject van 50 m langs de oever uitgezet, waarbij de afstand tussen de korven ongeveer gelijk is gehouden. Hierbij is gebruik gemaakt van opvouwbare korven met een lengte van 55 cm, een diameter van 33 cm en een gestrekte maaswijdte van 20 mm (*figuur 2.3, links*). In de korven zit een ontsnappingsring van 25 mm. Hiermee kan schade en sterfte van aquatische organismen (zoals waterroofkevers) worden voorkomen. Een gevolg hiervan is dat kleine kreeften (<5 cm) uit de korven kunnen ontsnappen en niet in het onderzoek zijn meegenomen. Adviesbureau ATKB heeft een ontheffing verkregen om met deze korven rivierkreeften te vangen.

De korven werden idealiter volledig onder water geplaatst. Als dit niet mogelijk was, werden de korven zo ver mogelijk onder water geplaatst. Er is naar gestreefd om alle korven op maximaal 40 cm diepte te plaatsen, aangezien deze diepte geprefereerd wordt door rode Amerikaanse rivierkreeften (Smart *et al.* 2002). Op sommige locaties lukte dit niet, omdat het water aan de oever te diep of ondiep was. Als lokaas zijn sterk ruikende vismeelpellets van 20 mm gebruikt, behalve het Naardermeer. Bij het Naardermeer zijn karperboeilies gebruikt, welke vergelijkbaar zijn met de vismeel pellets. De korven bleven één nacht staan en werden de volgende ochtend geleegd.

2 Alhoewel de vangstdichtheden in mei lager zijn dan in de nazomer (waarbij de maand mei in 2019 relatief koud was met een gemiddelde luchttemperatuur van 12,5 °C in plaats van 15 °C), is toch in deze periode gemeten omdat de dagelijkse fluctuaties dan veel kleiner zijn en de vangsten dan minder afhankelijk zijn van weercondities dan in de nazomer (mondelinge mededelingen van B. Koese en J. Kampen).

3 Er is niet gekeken naar het tijdsverloop van de kreeftendichtheden. Alhoewel bekend is dat de dichtheden door de tijd heen kunnen fluctueren (Kampen 2019; mondelinge mededeling van B. Koese), was het voor deze verkennende studie niet noodzakelijk om dit te meten. We hadden niet de menskracht en financiële middelen om dit te doen, en het was belangrijker om veel verschillende locaties te bemonsteren dan een aantal locaties meerdere keren. Eventueel kan in 2020 terug worden teruggegaan naar een subset van de locaties om veranderingen van de kreeftendichtheid door de tijd te bestuderen.

FIGUUR 2.3 **DE GEBRUIKTE KORVEN (LINKS) DIE GEBRUIKT ZIJN VOOR HET VANGEN VAN RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFT (HEEMSKERK EN KOESE, 2013) EN DE KORVEN (RECHTS) DIE ZIJN GEBRUIKT ZIJN VOOR HET VANGEN VAN RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFT IN HET NAARDERMEER (FOTO: R. RATNAVEL, 2019)**



Het aantal gevangen rivierkreeften – zowel rode Amerikaanse rivierkreeften als andere soorten - en overige bijvangsten zijn per korf en meetlocatie bijgehouden op het vangstformulier (veldwerkformulier, bijlage II). Ook zijn kleinere of volledig missende scharen van rode Amerikaanse rivierkreeft genoteerd, omdat deze vermoedelijk een indicatie geven van onderlinge concurrentie (mondelinge mededeling van B. Koese).

DATAOPWERKING

De aantallen rode Amerikaanse rivierkreeften in de individuele korven zijn gemiddeld tot één waarde per meetlocatie. De gebruikte kreeftendichtheden in deze rapportage zijn dus weergegeven als het gemiddeld aantal kreeften per korf voor een bepaalde meetlocatie. In enkele gevallen is een specifieke korf buiten beschouwing gelaten, omdat in het veld bleek dat (a) een korf kapot was of (b) een korf gevuld was met bijvoorbeeld een grote snoek. In dergelijke gevallen is het gemiddelde bepaald op basis van elf korven in plaats van twaalf korven.

Voor bijvangsten en het aantal kreeften met missende of kleine scharen is gebruik gemaakt van de totalen voor de twaalf korven in plaats van de gemiddelde waarden, waarbij de waarde gecorrigeerd is als er maar tien of elf korven gedegen resultaten opleverden.

2.3.2 VEGETATIESAMENSTELLING EN -BEDEKKING

VELDWERK

Om de vegetatie van de water- en oeversystemen te kunnen meenemen in de analyse zijn de volgende zaken in het veld beschreven:

- er is een inschatting gemaakt van de procentuele bedekkingsgraad van de aanwezige functionele vegetatiegroepen langs het traject van 50 m[4]. Er is onderscheid gemaakt tussen emerse vegetatie, submerse vegetatie, drijfbladplanten, kroos(varen) en floating algea beds (FLAB). Voor de submerse vegetatie is gebruik gemaakt van een hark aan een touw om de soorten te bepalen en een indicatie van de bedekkingsgraad te krijgen. Per meetlocatie is de hark vijf keer uitgegooid over het traject van 50 m;

4 Bij sloten en kanalen is de bedekking van de vegetatiegroepen bepaald voor de gehele breedte. Bij de enkele grote plassen die zijn meegenomen, was dit helaas niet mogelijk en is op basis van de bedekking bij de oeverzone een schatting gemaakt voor de gehele plas. Voor de bedekking van de emerse vegetatie is een andere aanpak gebruikt. Hier is de bedekkingsgraad bepaald als bedekking aan de opnamekant van het traject. De bepaling van het percentage is gemaakt ten opzichte van de maximale breedte van de emerse vegetatie. Dit wil zeggen: wanneer de watergang 4 m breed is en de emerse vegetatie tot maximaal 1 m komt, dan is het percentage bepaald aan de hand van 1 m en niet van 4 m. Dit was om te voorkomen dat plassen direct een zeer laag percentage zouden krijgen.

- van de emerse vegetatie (rietzone) is de minimale, gemiddelde en maximale breedte tot in de watergang geschat over het transect van 50 m;
- er is zowel voor de aquatische vegetatie als voor de oevervegetatie gebruik gemaakt van een vooraf vastgestelde soortenlijst, waar tijdens het veldwerk de nadruk op is gelegd (*zie bijlage II*). Er is dus geen volledige vegetatieopname gemaakt. Alleen de meest voorkomende kenmerkende soorten zijn genoteerd. Hierdoor kunnen de kreeftendichtheden niet zo maar gekoppeld worden aan het voorkomen van specifieke soorten in het watersysteem of op de oever.

DATAOPWERKING

Aangezien niet alle soorten zijn meegenomen in de vegetatieopnames, kunnen er in dit onderzoek geen relaties worden gelegd tussen de kreeftendichtheid en het voorkomen van individuele plantensoorten. Wel zijn er achteraf op basis van de verzamelde data kenmerkende vegetatiegroepen aan elke meetlocatie toebedeeld. Hierdoor kon de kreeftendichtheid wel vergeleken worden met deze vegetatiegroepen. Deze vegetatiegroepen zijn gebaseerd op de dominantie van bepaalde plantensoorten. De volgende acht vegetatiegroepen zijn door ons gedefinieerd:

1. Vegetaties die indiceren dat er regelmatig zuurstofloze condities voorkomen, waarbij de bedekking van kroos en/of draadwier zeer hoog is (> 80%). Voor watersystemen waar de waterschappen hebben aangegeven dat ze later in het seizoen vaak gedomineerd worden door kroos geldt dat ze zijn toegevoegd aan deze vegetatiegroep;
2. Vrijwel onbegroeide watersystemen met een bedekking van submers + drijfbladplanten van < 5%, soms met redelijk veel FLAB;
3. IJle waterplantvegetaties met een bedekking van submers + drijfbladplanten > 5% maar < 30%. Soorten die dan redelijk vaak in lage bedekkingen voorkwamen zijn gele plomp, grof hoornblad en smalle waterpest; soms met redelijk veel FLAB;
4. Vegetaties met een dominantie van drijfbladplanten (> 40%), waarbij voornamelijk gele plomp dominant voorkomt maar ook witte waterlelie en/of watergentiaan kunnen dominant voorkomen;
5. Vegetaties waarin krabbenscheer dominant voorkomt (> 50%);
6. Vegetaties waarin grof hoornblad dominant voorkomt (> 40%);
7. Vegetaties waarin smalle waterpest dominant voorkomt (> 40%);
8. Vegetaties waarin de exoten waterwaaier of ongelijkbladig vederkruid dominant voorkomen (> 40%).

Aangezien het veldwerk eind april en in een relatief koude meimaand is uitgevoerd, waardoor veel aquatische vegetaties nog niet volledig zijn ontwikkeld (wat vooral voor de submerse vegetaties zal gelden), kunnen de veldwaarnemingen gedurende deze periode een afwijkend beeld laten zien van de rest van het groeiseizoen. Aangezien voor dit onderzoek vooral de relatieve verschillen in de bedekking van vegetatiegroepen van belang zijn (en niet de absolute vegetatiebedekking van individuele soorten), is besloten om de gegevens toch in de analyse te gebruiken. Hierbij wordt er bijvoorbeeld van uitgegaan dat locaties die in mei weinig submerse vegetatie bevatten aan het einde van het groeiseizoen vermoedelijk ook minder submerse vegetatie bevatten dan locaties die in mei al een hoge bedekking hebben. Ten slotte is op basis van kennis van de lokale waterbeheerders en C. Cusell de indeling van vegetatiegroepen aan de meetlocaties enigszins aangepast ten opzichte van de veldwaarnemingen uit mei 2019. Hierbij zijn vooral wat verschuivingen opgetreden naar de groep met dominantie van kroos (waarin zuurstofgebrek kan optreden). Dit is bij circa 10 van de 138 meetlocaties gedaan.

2.3.3 MACROFAUNA

VELDWERK

Op alle meetlocaties is gekeken naar de aanwezigheid van macrofauna, behalve op één locatie in het Naardermeer omdat er hier teveel wortels van de rietkraag aanwezig waren om een macrofaunamonster te nemen. Het monster is volgens de methode van B. Koese genomen door op vijf plekken verspreid over de meetlocatie een schepnet (Ravonnet, maaswijdte 3 mm) met een snelle en krachtige beweging door de oevervegetatie te bewegen. De inhoud van het schepnet werd geleegd op een wit laken, waarop de macrofauna werd uitgezocht en in een witte emmer met water werd verzameld. Het aantal individuen van de volgende macrofaunahoofdgroepen werden afzonderlijk van elkaar geteld: kikkers, padden, salamanders, bloedzuigers, libelle- en jufferlarven, slakken, kreeftachtigen, wantsen en kever(larven). Binnen de hoofdgroepen werd voor libellenlarven, kreeftachtigen, slakken, wantsen en kevers gedetermineerd tot het niveau van familie en soorten (bijlage II, macrofauna in Veldwerkformulier). Het niveau waarop gedetermineerd is, is gebaseerd op het feit of de hoofdgroep, familie of soort wel of niet predeert op juveniele kreeften (mondelinge mededeling van B. Koese). Als dit voor alle soorten binnen een hoofdgroep geldt, dan was determinatie tot op groepsniveau namelijk voldoende. Indien hier verschillen zijn tussen soorten is tot op soortniveau gedetermineerd.

DATAOPWERKING

De macrofauna is voor de data-analyse opgedeeld in soorten, hoofdgroep of families, die vermoedelijk wel en niet prederen op juveniele rivierkreeften (*bijlage III*).

2.3.4 ABIOTISCHE STRUCTUREN

VELDWERK

Waterdiepte

Met een baak (een peilstok met daaraan een Secchi-schijf) is vanaf de oever op 0, 25, 50, 100, 150 en 200 cm de waterdiepte gemeten om een schematische dwarsdoorsnede van de watergang tot 2 m uit de oever te kunnen genereren. Deze gegevens zijn gebruikt om de hellingshoek van de waterbodem te bepalen. Dit is gedaan door de waterdiepte op 50 cm afstand van de oever te delen door deze 50 cm.

Talud van de oever, zowel boven- als onderwater

Het boven- en onderwatertalud zijn ingeschat aan de hand van de hiervoor gemeten waterdiepte en oeverhoogte en ingedeeld in vier categorieën:

- steil: 60-90°;
- matig steil: 45-60°;
- matig flauw: 30-45°;
- flauw: 0-30°.

Waterpeil ten opzichte van het maaiveld

Met een baak en touw is het verschil tussen het maaiveld en het waterpeil (in cm) gemeten. Hierbij werd de baak op het begin van de oever geplaatst en werd een touw gespannen op 5 m van de oever loodrecht op de baak. De hoogte werd bepaald door de baak af te lezen daar waar het touw de baak raakte.

Oevertype
Hiervoor is onderscheid gemaakt tussen een aarden oever (kon klei, zand of veen zijn), plasberm/natuurvriendelijke oever (NVO), beschoeiing of een drijvende oever.

Beschoeiing
De beschoeiing is uitgedrukt in een percentage langs het traject. Dus 50 m beschoeiing stond gelijk aan 100%, aangezien elke meetlocatie bestond uit 50 strekkende meter oever. Daarnaast is bepaald uit welke materialen de beschoeiing bestond: betonplaat, boomwortels, houten vooroever, kademuur, kunststof, natuurvriendelijk, stortsteen, overhangende takken en overige. Het aantal strekkende meter per beschoeiingstype is als resultaat meegenomen in de analyse.

Slibdikte
De slibdikte is gemeten door met behulp van een baak de afstand tussen de onderliggende bodem en de bovenkant van de sliblaag te meten. Het meten van de slibdikte is, indien mogelijk, in het midden van de watergang gebeurd. Indien het midden niet bereikbaar was (verder van de oever dan te bereiken is met de baak), is de slibdikte 2 m van de oever gemeten.

Watertype
Het KRW-watertype is bepaald volgens het 'Handboek hydrobiologie' (Bijkerk 2014).

Landgebruik rondom het watersysteem
In een straal van 50 m om de meetlocatie is het landgebruik bepaald, waarbij de volgende categorieën zijn gebruikt: bebouwing, natuur en recreatie, glastuinbouw, akkerbouw of veeteelt.

Oppervlakte van het watersysteem: Met behulp van 'Topo RD' in ArcMap (versie 10.6) en Google Maps zijn in ArcGIS handmatig de oppervlaktes (in m2) van de watergang van de bemonsterde trajecten bepaald.

Dataopwerking
Na de opwerking van de data zijn de abiotische factoren vertaald naar een score voor geschiktheid van de habitat voor kreeften (de individuele factoren zelf zijn natuurlijk ook meegenomen in de analyse). Hiervoor zijn we uitgegaan van een score die de geschiktheid van de habitat voor foerageren, schuilen en voortplanting weergeeft. Deze omzettingen zijn uitgevoerd, omdat deze habitatvoorkeuren niet afhankelijk zijn van één enkele variabele, maar vaak bepaald worden door een combinatie van factoren. In de basis is er voor iedere variabele gewerkt met een ordinale score van 1-5 (*zie tabel 2.4*), die is berekend aan de hand van meerdere subfactoren (*zie tabel 2.3*)[5]. De klassegrenzen zijn gebaseerd op de verdeling van de invoerdata in combinatie met een expertoordeel. Bij een hogere habitatgeschiktheid voor kreeften is de score hoger, waarbij de scores berekend zijn als de resultante van de optelling van de subscores (*zie tabel 2.3*) en een terugschaling naar een schaal van 1-10. Ten slotte is er een score voor de totale habitatgeschiktheid gemaakt door de scores voor foerageren, schuilen en voortplanting op te tellen en terug te schalen naar een schaal 1-10. De scores en totaalscore zijn toegevoegd aan de database voor de analyses.

5 Om te voorkomen dat via deze methodiek specifiek 'op zoek gegaan' is naar verbanden, zijn de indelingen op voorhand (voor het uitvoeren van de andere statistische analyses) vastgesteld op basis van een expert-inschatting.

Voor de verschillende subscores is van de volgende veronderstellingen uitgegaan (*tabel 2.4*):

- zowel voor de score voor foerageren als schuilen is de vegetatiebedekking als subscore meegenomen. Hierbij is er vanuit gegaan dat de rode Amerikaanse rivierkreeften zowel foerageren op submerse vegetatie als drijfbladplanten, terwijl de schuilmogelijkheden eigenlijk alleen echt toenemen als er meer submerse vegetatie aanwezig is (*tabel 2.3*);
- om het voedselaanbod aan macrofauna te scoren is gebruik gemaakt van de macrofaunatellingen, waarbij het aantal macrofaunasoorten geteld is waarvan met zekerheid bekend is dat ze als voedselbron voor uitheemse rivierkreeften kunnen dienen (*bijlage III*). Deze soortenlijst is opgesteld op basis van expertkennis van B. Koese;
- wat betreft beschoeiing is een oeversysteem al vrij snel geschikt voor schuilen of voortplanting, aangezien kreeften slechts een paar kleine ingangen nodig hebben om in de oever te kunnen graven. Pas wanneer een oever compleet beschoeid is, wordt het systeem als habitat ongeschikt voor kreeften;
- de bodemtextuur is gescoord op basis van vergraafbaarheid, waarbij de textuur aan de ene kant waarschijnlijk niet te hard moet zijn (anders is voor kreeften lastiger om gangen te graven) en aan de andere kant is bijvoorbeeld zand waarschijnlijk minder geschikt omdat de gegraven gangen dan sneller weer in kunnen storten bij gebrek aan cohesie van het sediment;
- voor slibdikte is aangenomen dat kreeften een systeem met een grotere slibdikte prefereren als schuilmogelijkheid boven een systeem zonder slib. Dit is gebaseerd op de waarnemingen dat kreeften zich verschuilen voor predatoren in het slib.

TABEL 2.3 **OPBOUW VAN DE SCORES**

Score	Subscores	Gebaseerd op
foerageren	voedselaanbod planten	bedekking submers vegetatie + drijfbladplanten (%)
	voedselaanbod macrofauna	totaal voedselbron (n)
schuilen	beschoeiing	Beschoeiing oever (%)
	substraat	bodemtextuur
	submers	bedekking submerse vegetatie (%)
	slibdikte	slibdikte (m)
voortplanting	beschoeiing	Beschoeiing oever (%)
	substraat	bodemtextuur oever (*zie § 2.3.6*)

TABEL 2.4 SCORETABEL VOOR DE SUBSCORES VAN VEGETATIEBEDEKKING, VOEDSELAANBOD VAN MACROFAUNA

	Subscore
vegetatiebedekking (%)	
0-5%	0
5-40%	1
40-80%	3
>80%	5
voedselbron (n per 5 schepnetacties)	
0	0
1-5	3
>5	5
beschoeiing oever (%)	
100%	0
90-99%	1
75-90%	2
50-75%	3
0-50%	5
bodemtextuur	
zand	1
kleiig zand	2
klei	3
kleiig veen & Zandig veen	4
veen	5
slibdikte (m)	
0-0.05	0
0.05-0.10	1
0.10-0.20	3
>0.20	5

2.3.5 OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT

VELDWERK

De oppervlaktewaterkwaliteit werd in het veld bepaald aan de hand van veldmetingen van de EGV en de temperatuur. Hierbij werd gebruik gemaakt van een multimeter (Hach HQ40d) en een losse temperatuurmeter (HM Digital EC-3). Ten slotte is het doorzicht overal gemeten op het diepste punt met behulp van een Secchi-schijf, waarbij de waarneming is uitgevoerd vanaf de oever. Wanneer de schijf de bodem raakte maar nog zichtbaar was, werd daarnaast genoteerd dat er bodemzicht was.

DATAOPWERKING

De gemeten data zijn allemaal direct toegepast in de analyses. Alleen voor het doorzicht is nog een aanvullende opwerking uitgevoerd. Naast het doorzicht is namelijk ook de doorzicht/diepte ratio in de analyses meegenomen, omdat deze variabele meer informatie geeft over de hoeveelheid licht die de waterbodem kan bereiken en aldaar kan zorgen voor ontkieming van waterplanten.

2.3.6 BODEM

VELDWERK

Oeverbodem

Voor de oeverbodems is de textuur bepaald. Een guts is op 50 cm van de waterkant tot 50 cm diepte in de oever geduwd. Deze bodemprofielen zijn gebruikt om de textuur te bepalen: zand, kleiig zand, zandig veen, klei, kleiig veen of veen[6]. Dit is bepaald aan de hand van het meest dominante bodemtype. Indien een dun zandlaagje (circa 10 cm) op een veenbodem lag is de bodem gekenmerkt als veenbodem omdat de rivierkreeften dan prima in staat zijn om te graven in het substraat. Dit was op een aantal locaties het geval.

Waterbodem

Per meetlocatie is op 50 cm van de oever met behulp van een zuigerboor een bodemprofiel van maximaal 75 cm genomen van de waterbodem. Van deze profielen zijn foto's gemaakt ter referentie. Deze profielen zijn gebruikt om voor elke meetlocatie een bodemmonster van de bovenste 10 cm van de waterbodem te nemen, behalve voor één locatie in het Naardermeer omdat er hier teveel wortels van de rietkraag aanwezig waren om een goed bodemmonster te nemen. Er is gebruik gemaakt van een gepoold monster dat bestond uit drie subsamples die verdeeld over het traject van 50 m zijn genomen om een representatief monster te verkrijgen.

Voor de waterbodems is ook de bodemdichtheid bepaald. Hiervoor is een aanvullend monster van 200 ml genomen van de bovenste 10 cm van de waterbodem. Hierbij is gebruik gemaakt van een RVS-ring met een vaste inhoud van 100 ml welke tweemaal is gevuld om een 200 ml monster te verkrijgen. Vervolgens is de inhoud in een afgesloten zakje bewaard bij een temperatuur van 7 °C. De bodemdichtheid is vervolgens in het laboratorium van de HAS Hogeschool bepaald door de monsters geheel te wegen en daarna het gewicht van het zakje en het bodemvocht (dat is bepaald door Eurofins) hiervan af te trekken.

Laboratorium

Het chemisch onderzoek is uitgevoerd door Eurofins Analytico B.V. Zij zijn geaccrediteerd volgens de door de Raad voor Accreditatie gestelde criteria voor testlaboratoria conform NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 onder nummer L 010. Voor de gehanteerde methodes wordt verwezen naar bijlage IV.

2.4 DATAPREPARATIE VAN OVERIGE GEGEVENS (NIET VERZAMELD IN HET VELD)

2.4.1 OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT

Aangezien eenmalige metingen van de pH en EGV (§ 2.3.5) onvoldoende inzicht geven in het functioneren van het watersysteem, zijn verschillende variabelen voor de oppervlaktewaterkwaliteit opgevraagd bij de betreffende waterbeheerders. Het gaat om de volgende variabelen, waarvan gemiddelden voor het groeiseizoen (1 april - 30 september) bepaald zijn voor de periode 2014 - 2019: concentraties van nutriënten (P-totaal, orthoP, N-totaal, N-Kjeldahl, NO_3 en NH_4), concentraties van overige kationen (Ca, Mg, Fe, Al, K en Na), concentraties van overige anionen (Cl, SO_4 en HCO_3), de concentraties zwevende stof en voor zuurstof zijn naast

6 De bodem bestaat uit veen wanneer het uit meer dan 15% plantaardige resten bestaat en een donkerbruine tot zwarte kleur heeft. De bodem bestaat voornamelijk uit klei wanneer er een rolletje van gemaakt kan worden in de handpalm, en voornamelijk uit zand wanneer dit niet mogelijk is en er duidelijke korrels voelbaar zijn. Wanneer een combinatie van deze eigenschappen gevonden is, werd dit genoteerd als zandig veen, kleiig veen of kleiig zand.

de gemiddelde concentraties ook de minimumconcentraties (zomer) bepaald. Hierbij is voor alle parameters de naamgeving geüniformeerd. De pH en EGV zijn bewust niet meegenomen, omdat voor deze variabelen gebruik is gemaakt van de gegevens die het consortium zelf exact bij alle meetlocaties heeft gemeten (*zie § 2.3.5*). Voor geen enkele variabele is onze eigen dataset gemengd met de gegevens van de waterschappen.

De meetlocaties van de waterschappen komen zelden exact overeen met de locaties waar wij de kreeftendichtheden hebben bepaald. Om de gegevens van de waterschappen toch te kunnen gebruiken zijn alleen koppelingen tussen de waterschapsmeetpunten en de tellingen van de kreeftendichtheden gemaakt als aan de volgende eisen werd voldaan:
- het meetpunt van het waterschap en onze meetlocatie lagen in hetzelfde hydrologische watersysteem (oftewel de locaties stonden in open verbinding met elkaar);
- de afstand tussen beide locaties was minder dan 1 km;
- beide locaties waren hetzelfde watertype (meer, sloot, kanaal);
- beide locaties lagen in hetzelfde landschapstype (agrarisch gebied; stedelijk gebied; natuurgebied).

Er is vervolgens een filtering uitgevoerd op foute waarnemingen, waarbij de data die buiten een realistische min-max range voor een desbetreffende parameter vielen, zijn verwijderd (bijvoorbeeld watertemperatuur > 40 °C et cetera). Handmatig zijn nog enkele onwaarschijnlijke outliers verwijderd. Op deze wijze zijn uiteindelijk voor circa 50 - 70 meetpunten (verschillend per variabele) koppeltjes van biogeochemische metingen en kreeftendichtheden gemaakt. Hoewel wij ons er ter degen bewust van zijn dat dit een gemankeerde dataset is (zowel minder locaties als een minder strakke koppeling tussen de meetwaarde en de kreeftendichtheid) hebben we deze dataset toch gebruikt om een aantal relaties door te rekenen. Bij de interpretatie van deze gegevens dient er echter wel goed rekening gehouden te worden met de genoemde beperking.

2.4.2 EXTERNE NUTRIËNTBELASTINGEN

Bij de waterbeheerders zijn de externe en kritische nutriëntenbelastingen opgevraagd voor de gebieden waar de meetlocaties in lagen. Alleen voor de P-belastingen werden voldoende gegevens aangeleverd om ze mee te kunnen nemen in het onderzoek. Het gaat echter om waardes per gebied (die dus gekoppeld zijn aan zes meetlocaties binnen dat gebied) en we hebben maar voor 13 van de 25 gebieden gegevens ontvangen. Ook voor deze variabele is er dus sprake van een gemankeerde dataset, waarmee rekening gehouden dient te worden bij de interpretatie van de gegevens.

2.4.3 BEHEER

Gegevens over beheer van het watersysteem en de oever (maai- en baggerbeheer) is voor elke meetlocatie opgevraagd bij de desbetreffende waterbeheerder en de beheerder van de oever. Hierbij is gevraagd hoe vaak de oevers en watergangen gemaaid en/of gebaggerd worden, wanneer dit gebeurt en wanneer de laatste keer was dat dit gebeurd is.

Deze data zijn als vier parameters meegenomen in de database:
1. maaien van de oever, tijd sinds de laatste keer (dagen);
2. maaien van de oever, frequentie van maaien (keer/jaar);
3. baggeren van de watergang/meer, tijd sinds de laatste keer (dagen);
4. baggeren van de watergang/meer, frequentie van baggeren (keer/jaar).

2.4.4 VISGEGEVENS

De visgegevens zijn in eerste instantie verkregen via de deelnemende waterschappen. Veelal is deze informatie alleen beschikbaar per watersysteem of KRW-waterlichaam. De informatie is daarom waar mogelijk aangevuld met data op locatieniveau door gebruik te maken van de ruwe visdata-gegevens van ATKB. De ruwe gecorrigeerde visgegevens in kg/ha zijn vervolgens opgewerkt naar KRW-submaatlatten:

- karper + brasem als percentage van de totale visbiomassa;
- baars + blankvoorn als percentage van de eurytope soorten[7];
- aandeel plantminnende soorten als percentage van de totale visbiomassa;
- aandeel zuurstoftolerante soorten als percentage van de totale visbiomassa.

Hierbij zijn de maatlatten gehanteerd voor natuurlijke watertypen (STOWA 2018). Zowel de waarden van de submaatlatten (% ten opzichte van totaal) als de biomassa's zijn opgenomen in de database, met aanvullende de totale visbiomassa. Verder zijn soorten waarvan bekend is dat ze prederen op kreeften opgenomen, zowel als losse soort als een optelsom met de totale biomassa. Dit zijn snoek, snoekbaars, baars, paling, Europese meerval, karper en zeelt.

2.4.5 GEGEVENS VAN DICHTHEID PREDATOREN VANUIT NDFF

Om een indruk te krijgen van de predatiedruk op kreeften zijn gegevens uit de Nationale databank Flora en Fauna (NDFF 2019) gehaald. Het gaat om de volgende predatoren:

- vissen: Europese meerval, paling, snoekbaars, snoek, karper en baars;
- vogels: reigers (blauwe reiger, grote zilverreiger en purperreiger), ooievaar, aalscholver, meeuwen (kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), futen, wilde eend en lepelaars;
- zoogdieren: otter, bruine rat en vos.

Bij de meeuwen zijn alleen de grote meeuwen meegenomen die ook in het binnenland voorkomen en actief op kreeften prederen c.q. de dieren op straat kletteren. Het gaat om de kleine mantelmeeuw en de zilvermeeuw. De 'kleine meeuwen' (kokmeeuw en zwartkopmeeuw) hebben in sommige van de veengebieden wel grote kolonies, maar die doen -net als stormmeeuw- (vrijwel) niets met rivierkreeften en zijn daarom niet meegenomen. Grote mantelmeeuw is zeer schaars achter de duinen en vrijwel beperkt tot het winterhalfjaar, en is daarom niet meegenomen.

Vervolgens is in GIS het aantal waarnemingen van een soort of groep bekeken met een ecologische blik en is per gebied of per groep meetlocaties bepaald in welke mate de predator aanwezig was. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen geen, weinig, gemiddeld en veel. Dit resulteerde dus in een ordinale waarde. Er is gekozen voor deze pragmatische aanpak, omdat een strakkere aanpak veel duurder zou zijn en zeer waarschijnlijk niet meer detail op zou leveren. Aangezien dit geen concrete aanpak betreft, wordt hieronder wat uitgebreider beschreven wat de stappen in ArcGIS zijn geweest:

- per soortgroep (bijvoorbeeld otter, vos, bruine rat) is gekeken naar alle meetlocaties. Als meetlocaties dicht bij elkaar lagen dan zijn die als een groep bekeken:
  - *voorbeeld 1, voor zoogdieren:* Voordijk 3 tot en met 6 samen, en Voordijk 1 en 2 samen;
  - *voorbeeld 2, voor zoogdieren:* Holier 1 en 2 samen, en Holier 3 tot en met 6 samen;

7 Eurytope soorten zijn tolerante vissoorten die zich kunnen handhaven in een verscheidenheid aan watertypen, zowel stromende als stilstaande wateren.

- per soort is rekening gehouden met het gedrag, de mogelijkheid tot verplaatsing en de aanwezigheid van geschikt habitat. Bijvoorbeeld in steden zijn meer bruine ratten dan vossen. Of als er vossen in een polder voorkomen, dan gingen we er vanuit dat de vos zich door de hele polder kan verplaatsen;
- per groep meetlocaties zijn waarnemingen geselecteerd binnen een vierkant van circa 3 x 3 km. Als er weinig waarnemingen van die soorten nabij de meetlocaties was, is er iets ruimer gekeken. Vervolgens is een vierkant geselecteerd en is in de attributentabel gekeken of er hoge aantallen zaten, dus meerdere waarnemingen in één punt verstopt;
- ook is er gekeken naar het aantal waarnemingen van een soort ten opzichte van andere gebieden:
  - *voorbeeld 1:* meeuwen (alle genoemde soorten samen) komen overal veel voor, maar ten opzichte van de kust zijn de aantallen lager in het binnenland (regio Nieuwkoop);
  - *voorbeeld 2:* otter wordt in lage aantallen waargenomen, dus zijn de verschillen in aantallen kleiner tussen de categorieën;
- als bij een soort een conglomeraat aan waarnemingen was dan is daar uitgegaan van een waarnemerseffect. Bijvoorbeeld bij recreatieplassen, paden en wegen (aanrijdingen);
- met het waarnemerseffect is deels rekening gehouden. Er is niet opgeschreven 'geen', maar 'weinig' als dat een afgelegen gebied is waar niemand komt;
- de categorie 'geen' is alleen genoteerd bij soorten die weinig voorkomen in Nederland, namelijk bij otter, Europese meerval, paling en snoekbaars. Daarvan weten we met grote zekerheid dat deze echt niet ergens voorkomen.

2.5 STATISTISCHE METHODES

De complete dataset bestaat uit 138 meetlocaties en 153 variabelen. Niet elke variabele was echter voor elke meetlocatie beschikbaar, en daarnaast geldt dat veel variabelen categorische variabelen zijn (bijvoorbeeld 'klei' of 'zand' bij bodemtype) of ordinale variabelen ('geen, 'weinig', 'veel' bij de NDFF-data). Er is dus niet alleen maar sprake van numerieke variabelen. In bijlage V staat het overzicht van alle variabelen met daarbij het aantal meetlocaties waarvoor de gegevens beschikbaar waren en of het een numerieke, categorische of ordinale variabele is.

2.5.1 LINEAIRE REGRESSIE ANALYSES

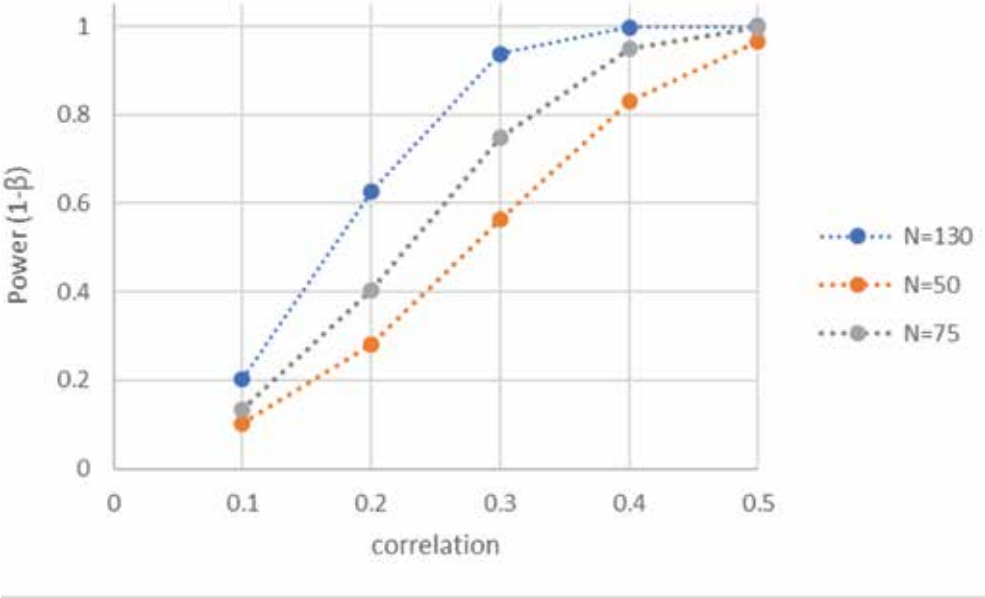
Voor alle variabelen zijn scatterplots gemaakt die de relatie tussen de gemiddelde kreeftendichtheid en de desbetreffende variabele visualiseren. In deze scatterplots is tevens aangegeven of er een significant verband is tussen de variabele en het aantal kreeften per korf, waarbij geldt:

- indien de verklarende variabele een numerieke waarde heeft (bijvoorbeeld slibdikte of pH), dan is dit verband getest middels een lineaire regressie en het significantieniveau (p-waarde) behorende bij de helling van de best-fit (op basis van kleinste kwadraten methode). Het verband wordt significant geacht bij een p-waarde kleiner dan 0,05;
- indien de variabele categorische of ordinale waarden heeft, dan is het verband getest met behulp van de Kruskal-Wallis toets. Dit is een non-parametrische toets die nagaat of er verschillen bestaan tussen de groepen. Voor deze toets is sprake van significante verschillen tussen de categorieën wanneer de gevonden P-waarde kleiner is dan 0,05.

Om te bepalen of de dataset groot genoeg is om sowieso verbanden te vinden is een power analyse uitgevoerd (*figuur 2.4*). Hiermee wordt bepaald wat de kans is dat de nulhypothese verworpen wordt, terwijl er wel degelijk een effect is. Bij 130 meetlocaties is de kans zeer groot

dat een matig verband (r2 > 0,3) daadwerkelijk aangetoond wordt: de kans is dan groter dan 95%. Indien er echter voor minder dan 75 meetlocaties gegevens beschikbaar zijn van een variabele, dan neemt die kans af: de kans dat je een matig verband mist, is bij 75 meetlocaties gelijk aan circa 25% en bij 50 meetlocaties aan circa 45%. In principe zijn 138 meetlocaties dus voldoende, maar voor verschillende variabelen zijn maar 50 tot 70 meetgegevens beschikbaar en dan is het dus lastiger om verbanden statistisch aan te tonen.

FIGUUR 2.4 **POWER ANALYSE, DIE DE RELATIE ZICHTBAAR MAAKT TUSSEN DE KRACHT VAN EEN LINEAIRE REGRESSIE EN HET AANTAL MEETPUNTEN**



NIET-LINEAIRE REGRESSIES

Naast de lineaire regressies zijn er ook niet-lineaire regressietechnieken gebruikt om verbanden te vinden in de dataset. Er is gekozen om exponentiele ($y = a \cdot e^{bx} + c$), logaritmische ($y = a \cdot \log(bx+1) + c$) en kwadratische ($y = a \cdot x + b \cdot x^2 + c$) functies te gebruiken. Ten opzichte van de lineaire regressie ($y = a \cdot x + b$) worden er drie coëfficiënten geschat in plaat van twee. Dit zorgt ervoor dat de 'power' van deze analyses afneemt, hierdoor is de kans kleiner dat er significant verband gevonden worden. Ook zorgt het ervoor dat de methoden om de coëfficiënten te vinden complexer worden. In python zijn drie verschillende methodes (trf, dogbox, lm) gebruikt om de coëfficiënten voor ieder van de niet-lineaire regressies te vinden. Hierbij is getoetst of de coëfficiënten statistisch significant zijn. De resultaten van deze niet-lineaire regressies zijn gebruikt ter controle op de lineaire regressies, aangezien er in de data in een aantal gevallen niet-lineaire verbanden aanwezig lijken te zijn.

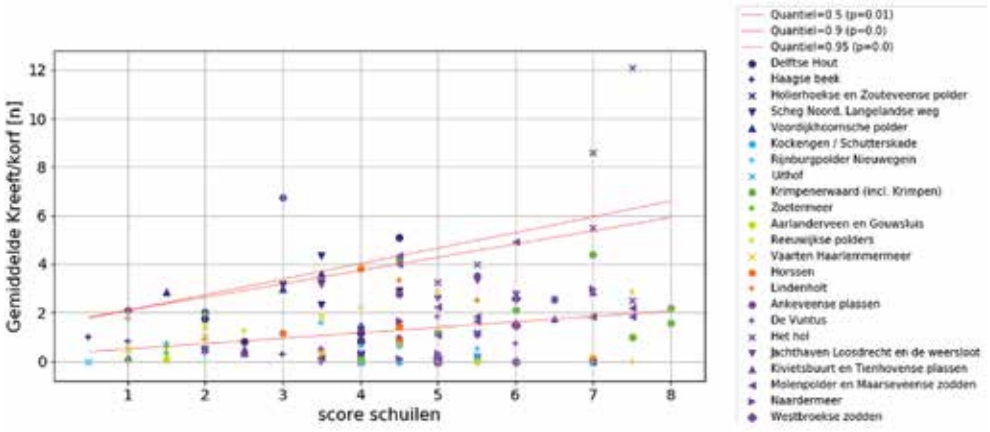
2.5.2 KWANTIELREGRESSIE

Het is mogelijk dat verklarende variabelen niet zozeer het aantal kreeften verklaren, maar wel invloed hebben op het potentieel maximum aantal kreeften (de draagkracht) van het watersysteem. Om dit te toetsen zijn kwantielregressies uitgevoerd voor de numerieke en de ordinale verklarende variabelen. Deze regressies zijn voor het 50-, 90- en 95 percentiel uitgevoerd en inzichtelijk gemaakt in scatterplots met drie lijnen, zoals in figuur 2.5.

De onderste lijn is de 'best-fit' waarbij 50% van de waarnemingen boven de lineaire lijn ligt (en de andere 50% dus eronder). Dit komt grofweg overeen met de standaard regressie methode, waarbij een schatting van het gemiddelde (in plaats van de mediaan) gemaakt wordt. De middelste lijn is de 'best-fit' waarbij 90% van de waardes onder die lijn ligt (en dus 10% erboven). De bovenste lijn is de 'best-fit' waarbij 95% van de waardes onder de lijn ligt (en dus 5% erboven).

Het maximale aantal kreeften wat per waarde van de variabele kan voorkomen (draagkracht) wordt dus weergegeven door de 95 percentiel lijn. Hierbij is per regressielijn aangenomen dat er pas sprake is van effecten als $p < 0,05$. Indien sprake is van een effect ($p < 0,05$) dan is de regressielijn rood gekleurd. Indien geen sprake is van een effect dan is de regressielijn zwart gekleurd. In figuur 2.5 zijn alle drie de regressielijnen (voor 50-, 90-, en 95-percentiel) rood gekleurd, wat dus betekent dat voor alle drie de regressielijnen sprake is van een effect ($p < 0,05$). In de legenda is de p-waarde per regressielijn tussen haakjes weergegeven. In een enkel geval is het door een kleine steekproefgrootte niet mogelijk om significanties te berekenen, in dat geval is dit aangeven met'p=nan' (not a number).

FIGUUR 2.5 **VOORBEELD VAN SCATTERPLOTS MET KWANTIELREGRESSIE VOOR VARIABELE 'SCORE SCHUILEN'**



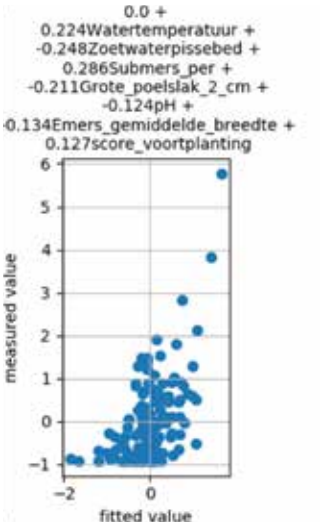
2.5.3 MULTIPELE LINEAIRE REGRESSIE

Met behulp van multipele (meervoudige) lineaire regressies is onderzocht welke variabelen de meeste variatie in de kreeftendichtheid verklaren. Om te bepalen welke variabelen in het verklarende model opgenomen worden is de stapsgewijze methode gebruikt (stepwise). Deze methode voegt in een iteratief proces variabelen toe en selecteert in elke iteratie de variabele die het meeste van de variatie in de kreeftendichtheid kan verklaren. In andere woorden: In elke iteratie probeert de analyse de r2 te maximaliseren en voegt de variabele toe waarmee voor het gehele model de r2 het meeste toeneemt. Dit gaat zo door totdat de toename in het aantal variabelen niet meer te rechtvaardigen is met de (geringe) toename in de verklaarde variatie. Deze grens is bepaald middels de zogenaamde Akaike Information Criterion (AIC). Ter illustratie toont figuur 2.6 een resultaat van de analyse.

Indien het aantal datapunten te klein is ten opzichte van het aantal variabelen, dan bestaat het risico dat een groot deel van de variatie onterecht verklaard wordt aan de hand van de geselecteerde variabelen. Dit kan gebeuren als gebruik gemaakt wordt van subsets in de database, omdat niet voor alle meetlocaties data voorhanden is van alle variabelen. Zo bevat de

dataset met gegevens van de oppervlaktewaterkwaliteit van de waterschappen slechts data van circa de helft van de meetlocaties (*zie § 2.4.1*), waardoor deze methode niet toepasbaar is voor deze gegevens. De regressies zijn uitgevoerd door alle continue variabelen waarbij n > 60 mee te nemen in de stepwise regressie (*zie bijlage V voor een overzicht van alle variabelen*).

FIGUUR 2.6 **MULTIPLE REGRESSIE OP BASIS VAN VARIABELEN MET NUMERIEKE WAARDEN DIE OP ALLE LOCATIES (N=138) GEMETEN ZIJN**



In deze studie is het doel van de multiple regressies om invloedrijke factoren te achterhalen. Het doel is dus expliciet niet om een voorspellend en statistisch kloppend model te maken. De variabelen in de hier gebruikte dataset zijn veelal niet normaal verdeeld en ze hebben ook geen gelijkblijvende variantie. Statistisch gezien mag je een (stepwise) regressie dan eigenlijk niet uitvoeren. Om dit te verbeteren zouden transformaties uitgevoerd moeten worden, zodat de data norma(a)l(er) verdeeld wordt, maar uitgebreide ervaring leert ons dat het met dit soort scheve verdelingen vrijwel onmogelijk is om te voldoen aan de criteria voor multiple lineaire regressies. Non-parametrische analysemethoden zouden kunnen helpen, maar voor non-parametrische multiple regressie zijn er nog geen goede/geschikte methoden uitgewerkt. Oftewel, we maken gebruik van multiple regressies ondanks dat er niet aan de statistische voorwaarden wordt voldaan, omdat de regressies wel een aanvullend beeld kunnen geven over invloedrijke stuurfactoren. De uitkomsten van de multiple regressies moeten dus worden gezien als een indicatief hulpmiddel om interessante relaties en parameters te vinden.

2.5.4 PCA-ANALYSE

De afhankelijkheid tussen alle verklarende variabelen (met numerieke waarden) is middels een hoofdcomponenten analyse (PCA, principal component analysis) onderzocht. Dit is een multivariate, statistische analysemethode waarmee in een dataset met veel variabelen gezocht wordt naar een aantal belangrijke hoofdcomponenten die meerde variabelen representeren. Het is feite een datareductie methodiek, waarmee de belangrijkste (meest verklarende variabelen) worden gedetecteerd. Variabelen die in hoge mate gecorreleerd zijn, worden namelijk gegroepeerd in een proxy die vervolgens in de multiple regressie meegenomen kan worden. Deze proxy bevat vervolgens informatie over alle variabelen die in de proxy zijn gegroepeerd. In het voorliggende onderzoek gebruiken we de PCA-analyse vooral als controle op de multiple regressiemethode.

3

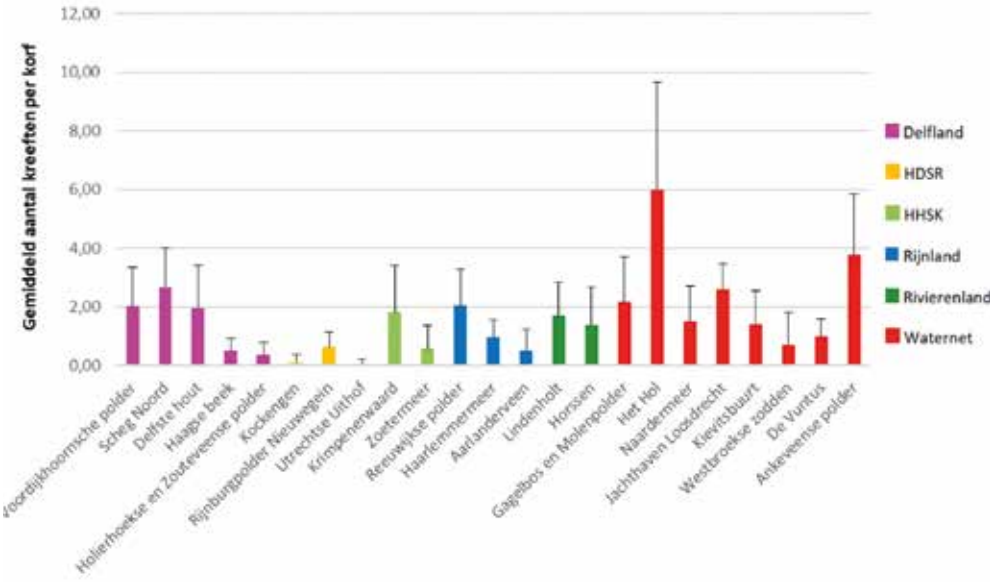
RESULTATEN EN DISCUSSIE

In dit onderzoek zijn veel statistische analyses uitgevoerd. In onderstaande analyses is een selectie gemaakt van de meest representatieve en belangrijke resultaten, waarmee het onderzoek goed geïllustreerd kan worden. In bijlage VI zijn de resultaten van alle lineaire regressies opgenomen.

3.1 KREEFTENDICHTHEID

In totaal zijn er tijdens het onderzoek met de beaasde korven 2.617 rode Amerikaanse rivierkreeften, 58 geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften (Orconectes virilis) en 31 gevlekte Amerikaanse rivierkreeften (*Orconectes limosus*) gevangen. Het Hol en de Ankeveense polder hadden gemiddeld het hoogste aantal rode Amerikaanse rivierkreeften (respectievelijk 6,0 en 3,8 per korf), terwijl de laagste aantallen zijn gevangen bij Kockengen en de Utrechtse Uithof (0,1 per korf; *figuur 3.1*). Het beheergebied van het hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (HDSR) bevat sowieso minder rode Amerikaanse rivierkreeften dan de gebieden in de andere waterschappen. Het is goed mogelijk dat in tegenstelling tot de eerder aangenomen vereisten *(§ 2.2)* niet het gehele beheergebied van HDSR volledig is gekoloniseerd door rode Amerikaanse rivierkreeft. Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft heeft zich in ieder geval wel gevestigd in dit beheergebied (Koese 2011; NVWA 2018)[8], wat ook bleek uit onze metingen bij Kockengen.

FIGUUR 3.1 **GEMIDDELD AANTAL RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFTEN PER KORF PER GEBIED, WAARBIJ DE GEMIDDELDEN EN STANDAARD DEVIATIE ZIJN WEERGEGEVEN**



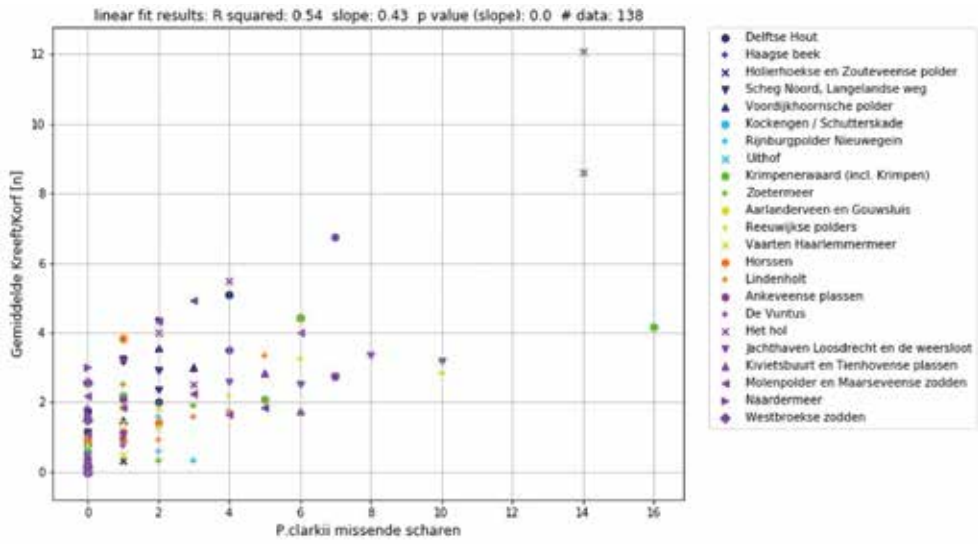
8 Het is bekend dat rode Amerikaanse rivierkreeft het in de ondiepe Nederlandse slootsystemen op termijn vaak wint van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft, omdat de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zich minder snel reproduceert (Roessink *et al.* 2009). De rode Amerikaanse rivierkreeft heeft een éénjarige cyclus in plaats van een tweejarige, en gemiddeld heeft die meer eieren per broedsel. De rode Amerikaanse rivierkreeft lijkt binnen het huidig watersysteem daardoor een sterkere concurrent ten opzichte van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (mondelinge mededeling van B. Koese).

Het verschil in kreeftendichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeft tussen Het Hol (6,0 per korf) en De Vuntus (1,0 per korf) is behoorlijk groot, terwijl er alleen een kleine dijk tussen beide gebieden ligt die makkelijk te overbruggen is voor de rode Amerikaanse rivierkreeften. Eenzelfde verschil is ook zichtbaar tussen de 'Molenpolder, Gagelbos en Maarseveense zodden' (2,2 per korf) en de Westbroekse zodden (0,7 per korf). Ook deze gebieden liggen dicht bij elkaar en worden enkel gescheiden door een dijkje dat makkelijk overbrugd kan worden door rivierkreeften.

CONTROLE METINGEN KREEFTENDICHTHEID

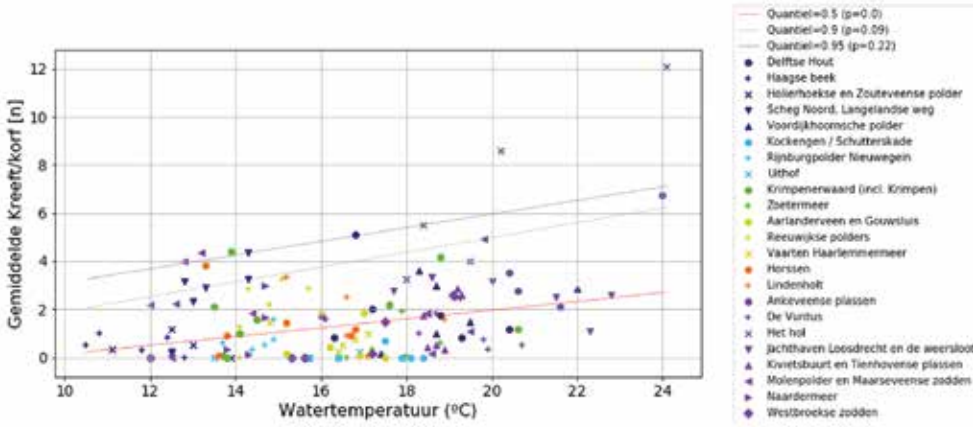
In de voorliggende rapportage is het aantal rode Amerikaanse rivierkreeften dat met de beaasde fuiken is gevangen elke keer de primaire afhankelijk variabele (de variabele die mogelijk verklaard kan worden door andere variabelen). Voordat alle toetsen worden uitgevoerd, is het dan ook van belang om er zeker van te zijn dat de vangstgegevens van de rode Amerikaanse rivierkreeft een betrouwbaar beeld van de lokale populatiedichtheid geven. Aangezien er geen financiële middelen beschikbaar waren voor een merk-terugvangst actie, is de betrouwbaarheid van de beaasde fuiken getest door de gemiddelde aantallen rode Amerikaanse rivierkreeft per meetlocatie uit te zetten tegen het aantal rode Amerikaanse rivierkreeften met (a) missende of (b) kleine scharen (*figuur 3.2*). Wanneer er meer rode Amerikaanse rivierkreeften zijn, zijn er namelijk waarschijnlijk meer rivierkreeften met missende en kleine scharen als gevolg van onderlinge gevechten (mondelinge mededeling van B. Koese). Uit de analyse blijkt dat er inderdaad een goed verband is, wat ons het vertrouwen heeft gegeven dat we de beaasde fuik-methode goed kunnen gebruiken om een inschatting te krijgen van de kreeftendichtheid per locatie. Hierbij is nadrukkelijk gelet op potentieel schaarverlies bij rivierkreeften binnen de korven. Eventueel aanwezige losse scharen binnen de korven zijn zelf niet als ontbrekend genoteerd.

FIGUUR 3.2 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN MISSNEDE SCHAREN VAN DE RODE AMERIKAANSE RIVIERKREEFT VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. AANGEZIEN DE P-WAARDE KLEINER IS DAN 0,05 WORDT ER VANUIT GEGAAN DAT ER SPRAKE IS VAN EEN LINEAIRE TREND**

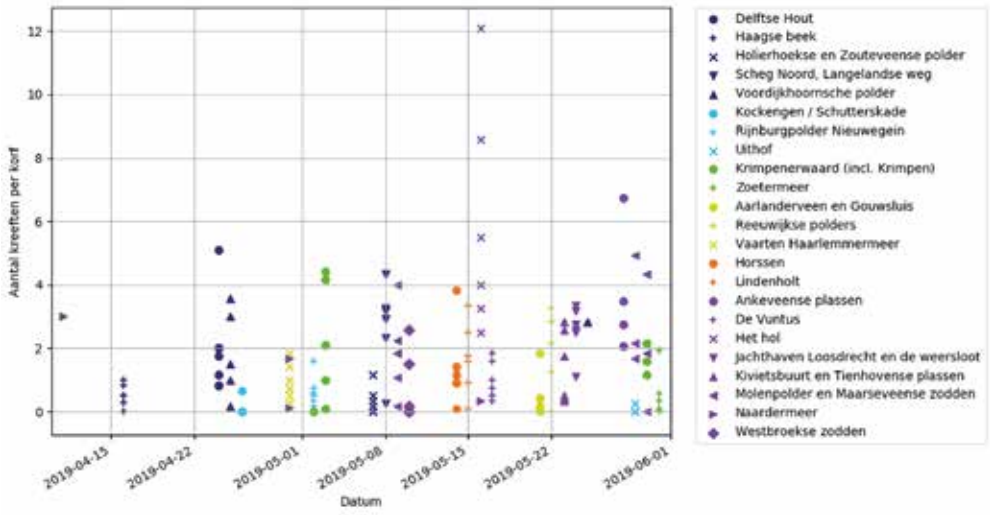


Aangezien bekend is dat de rode Amerikaanse rivierkreeft het minder goed doet bij temperaturen onder 10°C (gereduceerde activiteit) en zich bijna niet meer beweegt bij temperaturen onder de 4°C (Gil-Sanchez & Alba-Tercedor 2002; Soes & Koese 2010), is bepaald of de kreeftendichtheid gecorrigeerd zou moeten worden voor verschillen in de waargenomen watertemperatuur. Wanneer het kouder is dan 10°C bewegen de rivierkreeften zich naar dieper gelegen delen en zullen ze vermoedelijk minder snel naar onze beaasde fuiken toe gaan. Uit figuur 3.3 blijkt dat er inderdaad een verband is tussen de watertemperatuur en de kreeftendichtheid, waarbij alleen de 50% kwantiellijn significant is (de 90% en 95%-kwantiellijnen zijn insignificant, wat aangeeft dat er geen sprake is van een draagkrachteffect). De p-waarden van de lineaire regressie is ook significant (lager dan 0,05), waarbij wel vermeld moet worden dat de r2 (verklaarde variantie) van die lijn slechts 0,11 is. Het waargenomen verband wordt met name veroorzaakt door (a) de lage kreeftendichtheden en watertemperatuur bij de monsterpunten in de Haagse Beek (dat als proefgebied twee weken eerder is bemonsterd dan alle andere gebieden) en (b) enkele hoge kreeftendichtheden en watertemperaturen in Het Hol en de Ankeveense plassen (waar de verhoogde temperatuur aan het wateroppervlak vermoedelijk veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van hoge dichtheden aan waterplant

FIGUUR 3.3 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE WATERTEMPERATUUR VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**

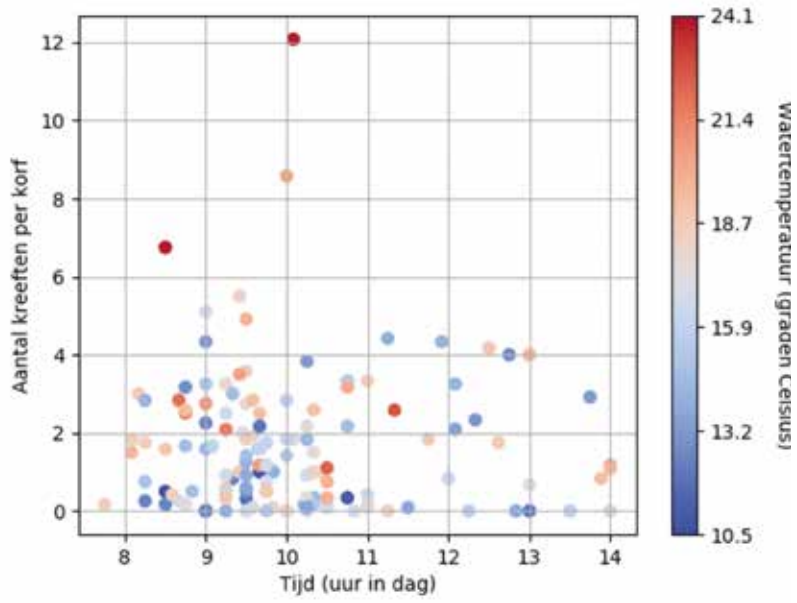


FIGUUR 3.4 **DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID OP DE BEMONSTERDE TIJDSTIPPEN IN 2019 VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES**



exoten; *zie § 3.2*). Verder zijn er geen duidelijke verbanden waargenomen tussen het moment dat locaties bemonsterd zijn en de kreeftendichtheid, zowel de specifieke dag (*figuur 3.4*) als het moment op de dag (*figuur 3.5*) lijken in de periode april-mei 2019 niet van invloed te zijn geweest op de waargenomen kreeftendichtheden. Naast de genoemde uitschieters aan de onder- en bovenzijde van de dataset is er geen duidelijk verband (*figuur 3.3*). Aangezien het om enkele verklaarbare uitschieters gaat, is besloten om de kreeftendichtheden in de dataset niet te corrigeren voor de verschillen in watertemperatuur tijdens de veldwerkdagen.

FIGUUR 3.5 **SCATTERPLOT TUSSEN DE HET BEMONSTERINGSTIJDTIP (MOMENT VAN DE DAG) EN DE KREEFTDICHTHEID, WAARBIJ DE LOCATIES GEKLEURD ZIJN VOLGENS DE GEMETEN WATERTEMPERATUUR OP DE LOCATIES**



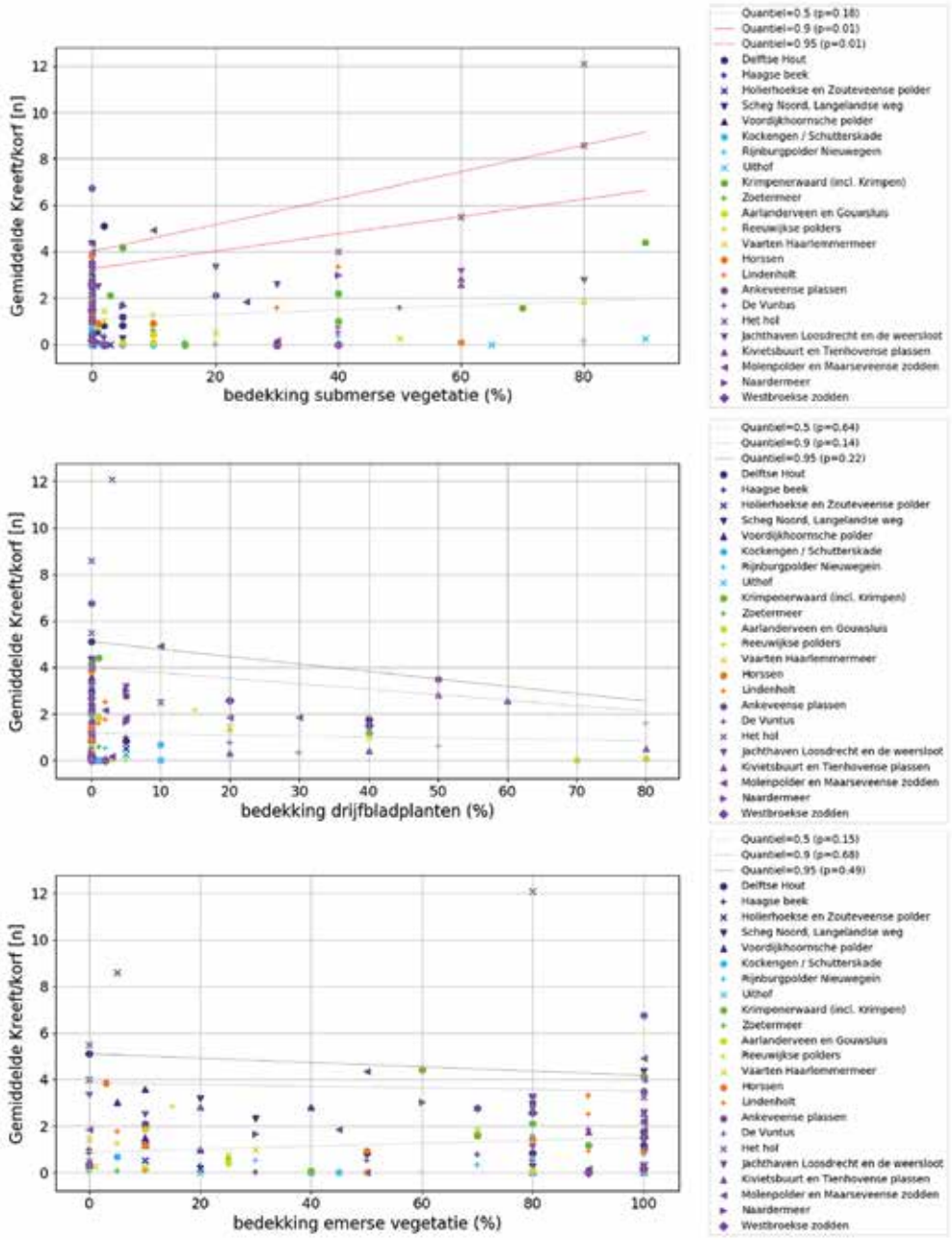
3.2 VEGETATIESAMENSTELLING EN -BEDEKKING

De literatuur is niet éénduidig over of de rode Amerikaanse rivierkreeft een voorkeur heeft voor een helder en plantenrijk dan wel voor een troebel en algenrijk watersysteem. In verscheidene nationale en internationale bronnen (Angeler *et al.* 2001; Rodriguez *et al.* 2003, 2005; Geiger *et al.* 2005; Gherardi & Acquistapace 2007; Koese & Evers 2011; Heuts 2012; Boerkamp *et al.* 2012a; Gylstra *et al.* 2016; Souty-Grosset *et al.* 2016; Roessink *et al.* 2017; Van Dobben *et al.* 2017; Lemmers *et al.* 2018) wordt aangegeven dat heldere, relatieve voedselarme watersystemen met veel zichtjagers en waterplanten waarschijnlijk robuuster zijn (minder snel de neiging hebben om te verslechteren met de intrede van rivierkreeften) dan troebele, relatief voedselrijke watersystemen met weinig zichtjagers en waterplanten. Een goed onderbouwd causaal verband tussen de kreeftendichtheid en de vegetatiebedekking en -samenstelling ontbreekt echter vooralsnog, en volgens De Jong *et al.* (2019) is er niet sprake van een duidelijke voorkeur.

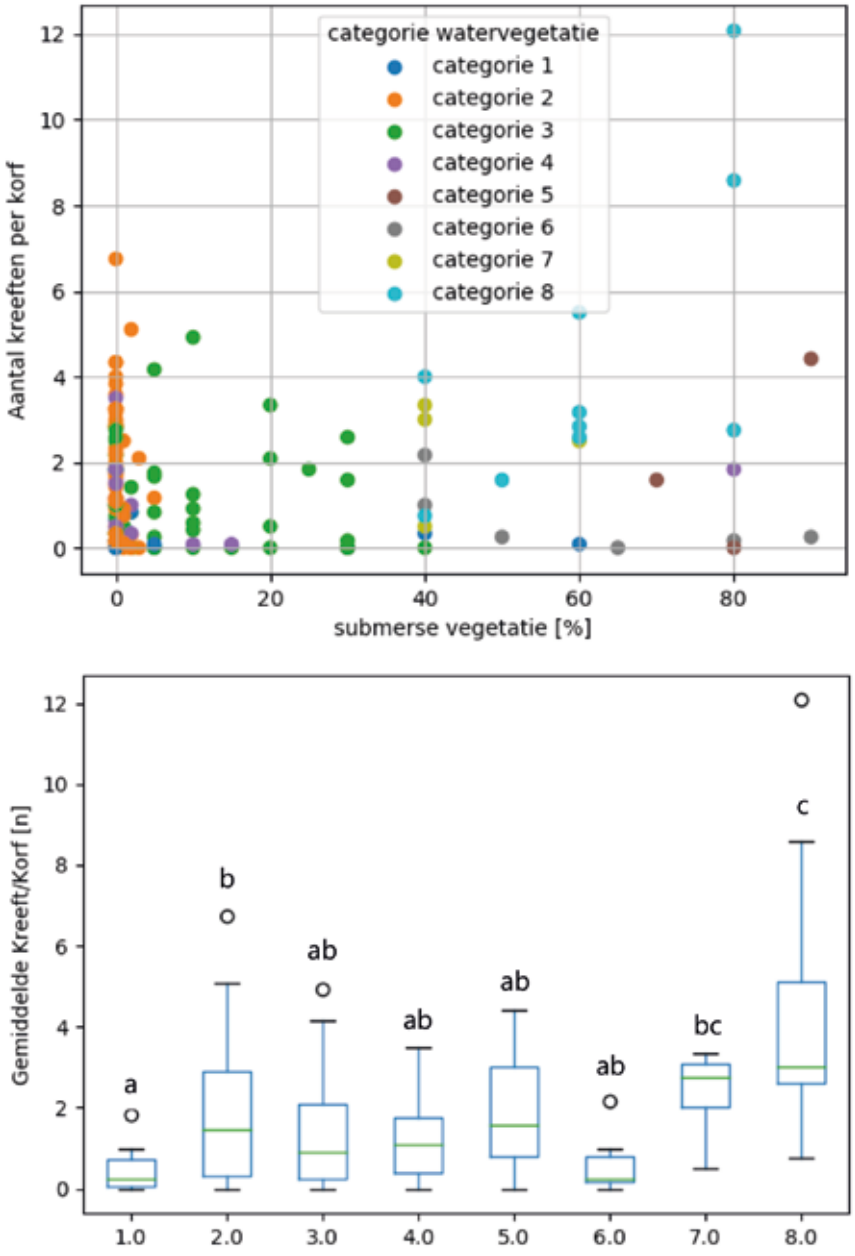
De waargenomen kreeftendichtheid in ons onderzoek laat geen verband zien met de bedekking van emerse vegetatie, drijfbladplanten en FLAB (*figuur 3.6*): de p-waarden van de lineaire regressie zijn respectievelijk 0,812, 0,246 en 0,243. De bedekking aan submerse vegetatie laat echter wel een significante correlatie (p-waarde van 0,008) zien met de kreeftendichtheid. De kreeftendichtheid is hoger bij een hoge bedekking aan submerse vegetatie. De kwantiellijnen voor 90 en 95% zijn allebei significant stijgend, wat aangeeft dat de draagkracht aan

rode Amerikaanse rivierkreeften groter is wanneer er veel submerse vegetatie aanwezig is. De hogere kreeftendichtheid bij een hoge bedekking van de submerse vegetatie kan twee potentiële oorzaken hebben: (a) meer mogelijkheden om te schuilen voor predatoren en/of (b) de functie die de submerse vegetatie kan hebben als voedsel of substraat voor potentieel voedsel (onder andere macrofauna en epifyton). De bewuste vegetatie dient dan natuurlijk wel bestand te zijn tegen het knipgedrag van de rivierkreeften.

FIGUUR 3.6 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE BEDEKKING AAN SUBMERSE VEGETATIE (BOVEN), DE BEDEKKING AAN DRIJFBLADPLANTEN (MIDDEN) EN DE BEDEKKING AAN EMERSE VEGETATIE (ONDER) VOOR 138 GEMONITORDE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



FIGUUR 3.7 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE BEDEKKING AAN SUBMERSE VEGETATIE VOOR 138 GEMONITORDE LOCATIES, WAARBIJ PER MEETLOCATIE IS AANGEGEVEN WELK VEGETATIETYPE AANWEZIG WAS (BOVEN). DE FIGUUR ONDER TOONT DE KREEFTENDICHTHEID OP LOCATIES MET VERSCHILLENDE VEGETATIETYPEN WAARBIJ GROEPEN MET VERSCHILLENDE LETTERS (A, B OF C) SIGNIFICANT VAN ELKAAR VERSCHILLEN (ANOVA MET BONFERRONI ALS POST HOC-TEST; P < 0,05). DE OMSCHRIJVING VAN DE CATEGORIEËN STAAT ONDER DE GRAFIEKEN**



1 = Vegetaties die indiceren dat er regelmatig zuurstofloze condities voorkomen, waarbij de bedekking van kroos en/of draadwier zeer hoog (> 80%) is (n = 12);

2 = Vrijwel onbegroeide watersystemen met een bedekking van submers + drijfbladplanten van < 5% (n = 50);

3 = IJle waterplantvegetaties met een bedekking van submers + drijfbladplanten > 5% maar < 30% (n = 37);

4 = Vegetaties met een dominantie (> 40%) van drijfbladplanten (n = 16);

5 = Vegetaties waarin krabbenscheer dominant (> 50%) voorkomt (n = 3);

6 = Vegetaties waarin grof hoornblad dominant (> 40%) voorkomt (n = 6);

7 = Vegetaties waarin smalle waterpest dominant (> 40%) voorkomt (n = 4);

8 = Vegetaties waarin de exoten waterwaaier of ongelijkbladig vederkruid dominant (> 40%) voorkomen (n = 10).

Vooral in Het Hol neemt de kreeftendichtheid significant toe met een toenemende bedekking van de submerse vegetatie, maar ook in De Vuntus, de Tienhovense Plassen en de Lindenholt is dit te zien (alhoewel de uiteindelijke kreeftendichtheden hier wel significant lager liggen dan in Het Hol). Mogelijk heeft dit te maken met betere schuilmogelijkheden voor de rode Amerikaanse rivierkreeft (*zie § 3.4.2*). Het is daarbij opvallend dat precies in deze gebieden veel exotische waterplanten voorkomen, die van oorsprong uit Noord-Amerika komen. Het gaat hierbij om ongelijkbladig vederkruid (*Myriophyllum heterophyllum*) en waterwaaier (*Cabomba caroliniana*). Op locaties waar één van deze soorten in hoge bedekkingen (> 60%) voorkomt, is de kreeftendichtheid duidelijk hoger dan op andere locaties (*figuur 3.7; categorie 8*). Dit verband heeft voor zover bekend nog geen aandacht gekregen in Nederland. Het kan te maken hebben met de groeiwijze van deze planten. Deze soorten kunnen namelijk gemakkelijk en snel uitgroeien vanuit afgeknipte kleine stengelfragmenten (van circa 1 cm) met meristemen (groeipunten) (Teurlincx *et al.* 2018; website NVWA), waardoor zij vermoedelijk minder nadeel van hoge dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeft ondervinden dan bijvoorbeeld krabbenscheer en fonteinkruiden. Wanneer deze 'exoten' groep wordt verwijderd uit de dataset is er geen sprake meer van significant toenemende kwantiellijnen (resultaat niet getoond). Dit leidt overigens ook niet tot significant dalende lijnen (zoals in de literatuur vaak wordt beschreven). Wanneer de locaties met veel exoten worden verwijderd, is er namelijk geen verband meer tussen de bedekking aan submerse vegetatie en de dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft.

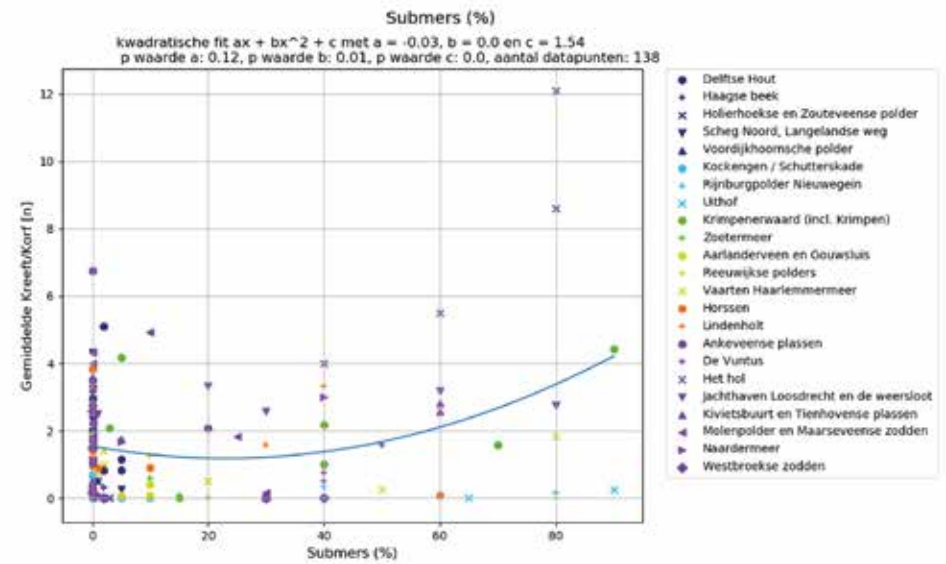
Uit figuur 3.7 blijkt verder dat de kreeftendichtheid significant lager is bij vegetaties die indiceren dat er regelmatig zuurstofloze condities voorkomen (groep 3). Deze locaties worden in het groeiseizoen gedomineerd (bedekking > 80%) door kroos en/of draadwier. In de volgende paragraaf wordt dieper ingegaan op de verbanden tussen zuurstofbeschikbaarheid en de kreeftendichtheden.

3.2.1 RESULTATEN NIET-LINEAIRE REGRESSIES

Naast de lineaire regressies zijn er ook niet-lineaire regressies uitgevoerd om relaties te vinden op basis van andere verbanden (exponentieel, logaritmisch en kwadratisch). Er zijn weinig nieuwe significante relaties gevonden. Dit houdt meestal verband met het feit dat er een extra coëfficiënt geschat moet worden, waardoor het statistisch lastiger wordt om een significant verband aan te tonen. Verder zijn een aantal variabelen waarbij er wel een significant verband gevonden wordt, maar dit na visuele inspectie voornamelijk door enkele outliers in het bereik van de variabele wordt veroorzaakt. De resultaten de niet-lineaire regressiemethoden staan in bijlage VII.

Voor een belangrijke grafiek rond het onderwerp 'vegetatiesamenstelling en -bedekking' is het wel interessant om de uitkomst van de non-lineaire regressie expliciet te vermelden. Er is een relatie gevonden tussen submerse bedekkingspercentage en gemiddelde kreeftenvangsten op basis van een kwadratische functie. In figuur 3.6 was al te zien dat er een significant stijgend verband te vinden is op basis van een lineaire relatie van de 90- en 95-percentielen: bij hogere bedekkingen met submerse vegetatie zijn er meer kreeften gevangen. Uit figuur 3.8 blijkt dat er in feite sprake is van een toenemend aantal uitheemse rivierkreeften zodra de bedekking van submerse vegetatie groter wordt dan circa 50%. Dit wordt vooral veroorzaakt door locaties met een dominantie van waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid.

FIGUUR 3.8 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE BEDEKKING AAN SUBMERSE VEGETATIE VOOR 138 GEMONITORDE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWADRATISCHE FUNCTIE IS BEPAALD DAT ER EEN SIGNIFICANT EFFECT OPTREEDT**



3.3 ABIOTISCHE RANDVOORWAARDEN

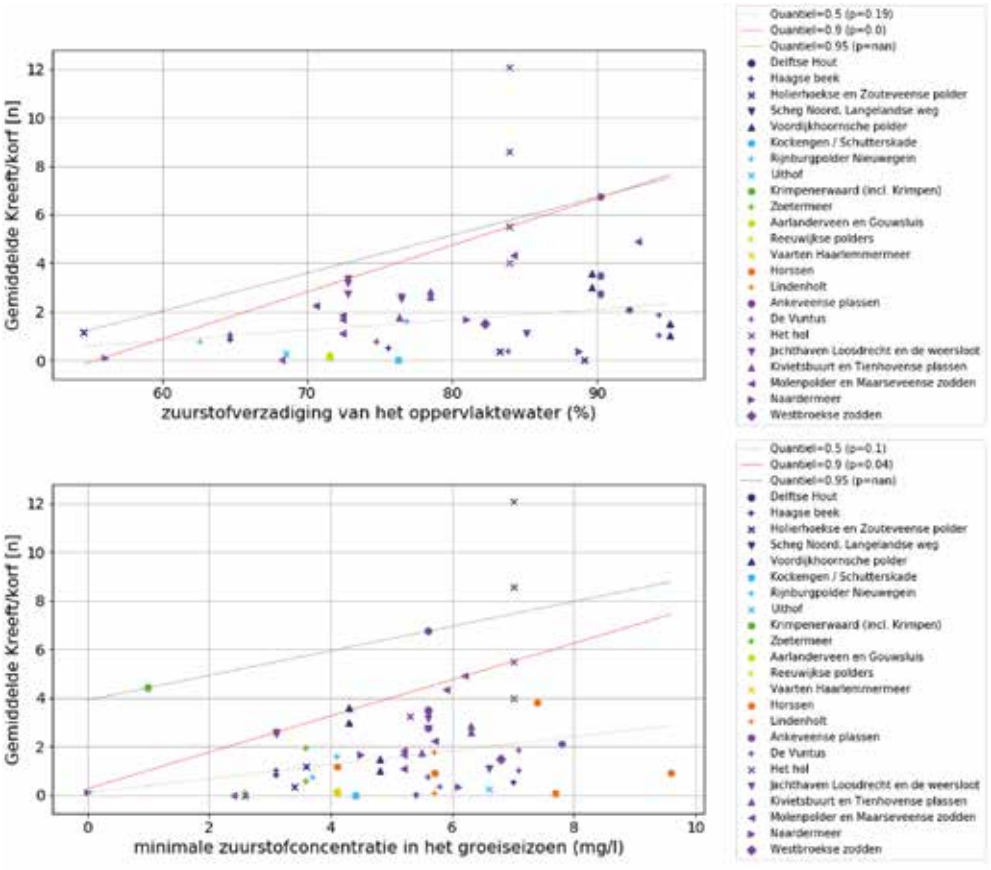
3.3.1 ZUURSTOFBESCHIKBAARHEID

Kreeften hebben een exoskelet, waardoor het lastig is om via de huid zuurstof op te nemen. Om deze redenen ademen veel kreeftensoorten via kieuwen en nemen ze de zuurstof op via het hemolymfe, oftewel hun bloed (Larimer & Gold 1961). Kreeften kunnen hun zuurstofgebruik reguleren door hun metabolisme en activiteit te verlagen: zelfs bij een relatief lage zuurstofverzadiging (13-20%) zijn kreeften in staat om te overleven, waarbij holengravende soorten vaak beter tegen lagere zuurstofconcentraties kunnen (Gannon *et al.* 1999). De activiteit van de kreeften is wel gereduceerd wanneer de zuurstofconcentraties onder de 5 mg/l komt (Gutiérrez-Yurrita & Montes 1998). Verder neemt het relatieve zuurstofgebruik af wanneer de kreeften groter worden (Gutiérrez-Yurrita & Montes 1998). Grote kreeften zijn hierdoor in staat zich beter te handhaven onder lage zuurstofconcentraties. Verder wordt waargenomen dat de kreeften vaak rond het oppervlak (maaiveld boven water) rondlopen in systemen met een laag zuurstofgehalte en dat ze hier minder in het water zijn (mondelinge mededeling van E. Raaphorst). Kreeften lijken dus taaie organismen die zelfs onder ongunstige zuurstofcondities het nog lang kunnen uithouden.

Ook in onze resultaten is er een relatie met zuurstof te zien, waarbij minder kreeften worden gevangen bij een lage zuurstofverzadiging (*figuur 3.9*). Dezelfde relatie is te zien in de grafiek waarbij de minimum zuurstofconcentraties zijn uitgezet tegen de kreeftendichtheid. In beide gevallen zijn niet alleen de kwantiellijnen significant, die een draagkrachteffect indiceren, maar is ook de p-waarde van de lineaire regressie significant (voor beide variabelen 0,024). Bij lagere zuurstofbeschikbaarheid nemen de waargenomen dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeften dus duidelijk af [9], maar er wordt nog steeds wel iets gevangen.

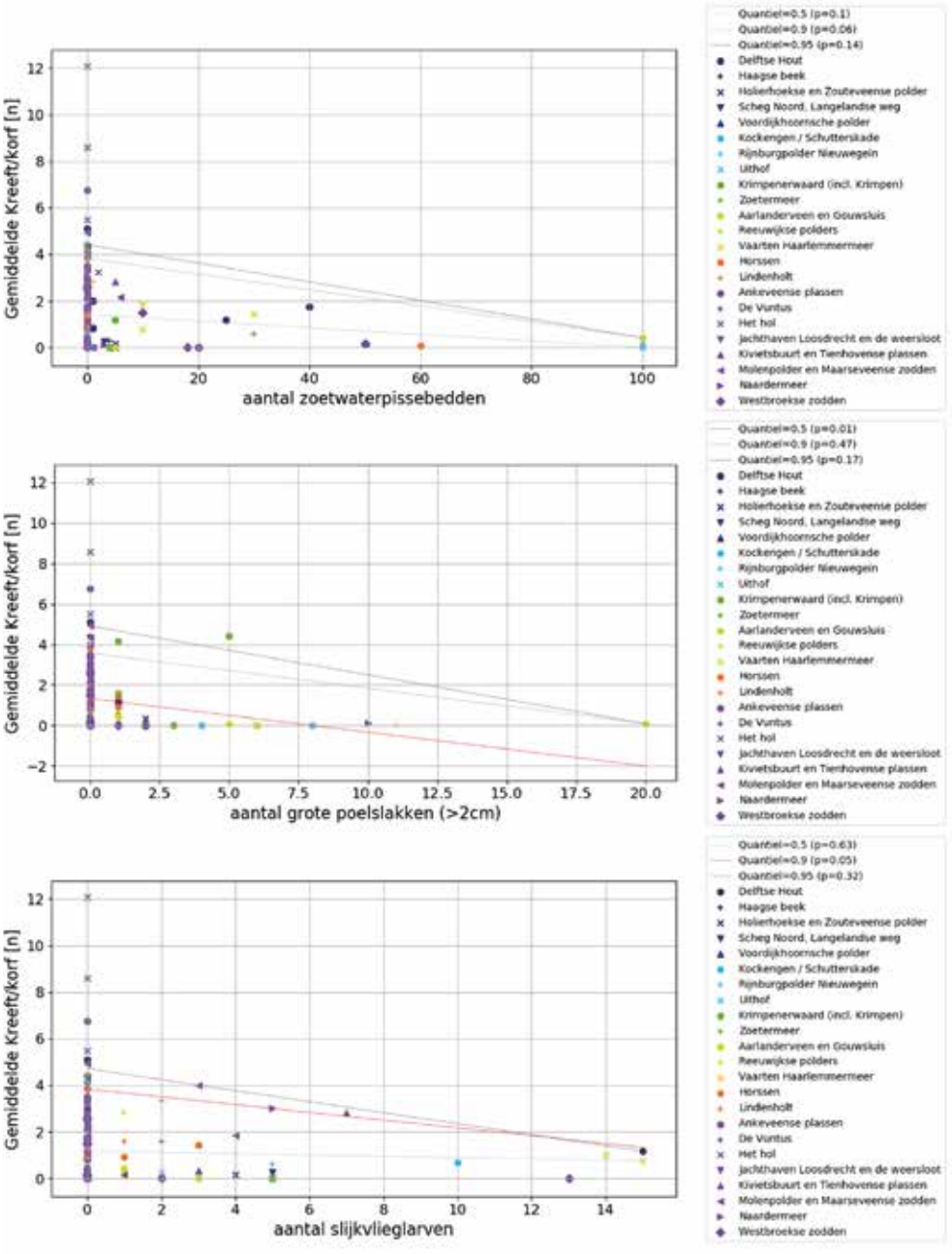
9 Hierbij dient te worden opgemerkt dat waargenomen lage kreeftendichtheden bij lage zuurstofverzadigingen in theorie ook veroorzaakt kunnen worden door een verminderde activiteit of veranderend gedrag onder zuurstofarme condities (waardoor de rivierkreeften fuiken ontwijken). Aangezien de kreeftentellingen bij vermoedelijk vrij hoge zuurstofconcentraties in het vroege voorjaar zijn uitgevoerd, verwachten wij dat dit effect geen rol speelt in onze dataset (waarin de zuurstofconcentraties zijn gebaseerd op gemiddelde zomerwaarden van de waterschappen).

FIGUUR 3.9 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE ZUURSTOFVERZADIGING IN HET OPPERVLAKTEWATER (BOVEN) EN DE MINIMALE ZUURSTOFCONCENTRATIE IN HET GROEISEIZOEN (ONDER) VOOR RESPECTIEVELIJK 50 EN 64 VAN DE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



Het aantal zuurstofmetingen in de dataset was helaas beperkt, omdat de waterschappen niet nabij al onze locaties zuurstofmetingen hebben uitgevoerd in de afgelopen jaren. Er is daarom ook gekeken of er relaties bestaan tussen de kreeftendichtheid en indicatieve soorten voor lage zuurstofbeschikbaarheid. Grote poelslakken, zoetwaterpissebedden, slijkvlieglarven en zuurstoftolerante vissen zijn soorten die tolerant zijn voor eutroof water met relatief lage zuurstofconcentraties (Maltby 1995; Bell & Syed 2012). Deze groepen laten een soortgelijk verband zien als de zuurstofconcentraties (*figuur 3.10*). Alhoewel de kwantiellijnen niet allemaal significant zijn vanwege het beperkt aantal locaties met veel van deze soorten, is de trend duidelijk zichtbaar en zijn de p-waarden voor de lineaire regressies van zoetwaterpissebedden (0,008) en grote poelslakken (0,011) duidelijk significant.

FIGUUR 3.10 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET AANTAL WAARGENOMEN ZOETWATERPISSEBEDDEN (BOVEN), GROTE POELSLAKKEN (MIDDEN) EN SLIJKVLIEGLARVEN (ONDER) VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**

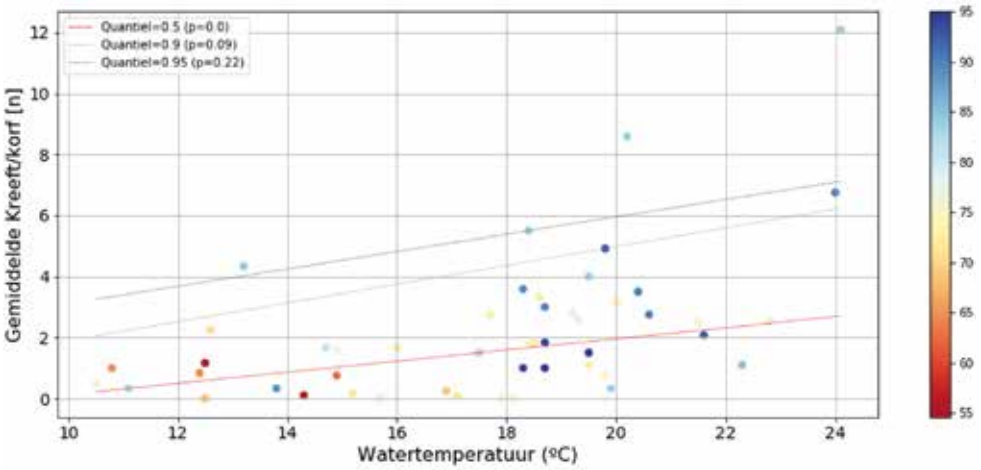


Uit figuur 3.10 volgt overigens alleen de correlatie tussen de kreeftendichtheid en de dichtheid van bepaalde soorten. Of dit een relatie is die ontstaat door de zuurstofbeschikbaarheid of door predator-prooi relaties tussen de soorten (of een combinatie van beide factoren) is op basis van dit onderzoek niet te zeggen. Predator-prooi relaties kunnen een rol spelen, omdat soorten als poelslakken onder aanwezigheid van rivierkreeften kunnen verdwijnen (Duarte *et al.* 1990; Alcorlo *et al.* 2004). Ook door andere onderzoekers (Nyström *et al.* 1996) zijn bewijzen gevonden voor predatie-invloed van rivierkreeften op macrofauna, hoewel Verdonschot *et al.* (2009) geen effect waarnamen op de macrofauna van de aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeft in cilinderexperimenten die stonden in Nederlandse sloten.

Verlaagde zuurstofbeschikbaarheid mogelijk als gevolg van kwel

figuur 3.11 laat de relatie zien tussen kreeftendichtheid, de watertemperatuur en de zuurstofverzadiging. Het is opvallend is dat de laagste zuurstofverzadigingen optreden bij de laagste watertemperaturen. Het gaat hier mogelijk om kwellocaties. Bij kwel komt er immers kouder anaeroob (zuurstofloos) water omhoog. We hebben deze hypothese proberen te valideren, omdat dit in potentie een belangrijke stuurfactor zou kunnen zijn. Op basis van de locatiekarakteristieken kan kwel een rol spelen, maar zonder aanvullende gegevens over kwelintensiteit kunnen we dit niet hard maken.

FIGUUR 3.11 **SCATTERPLOT TUSSEN DE WATERTEMPERATUUR EN DE KREEFTDICHTHEID, WAARBIJ DE LOCATIES GEKLEURD ZIJN VOLGENS DE ZOMERGEMIDDELDE ZUURSTOFCONCENTRATIES OP DE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



3.3.2 DOORZICHT

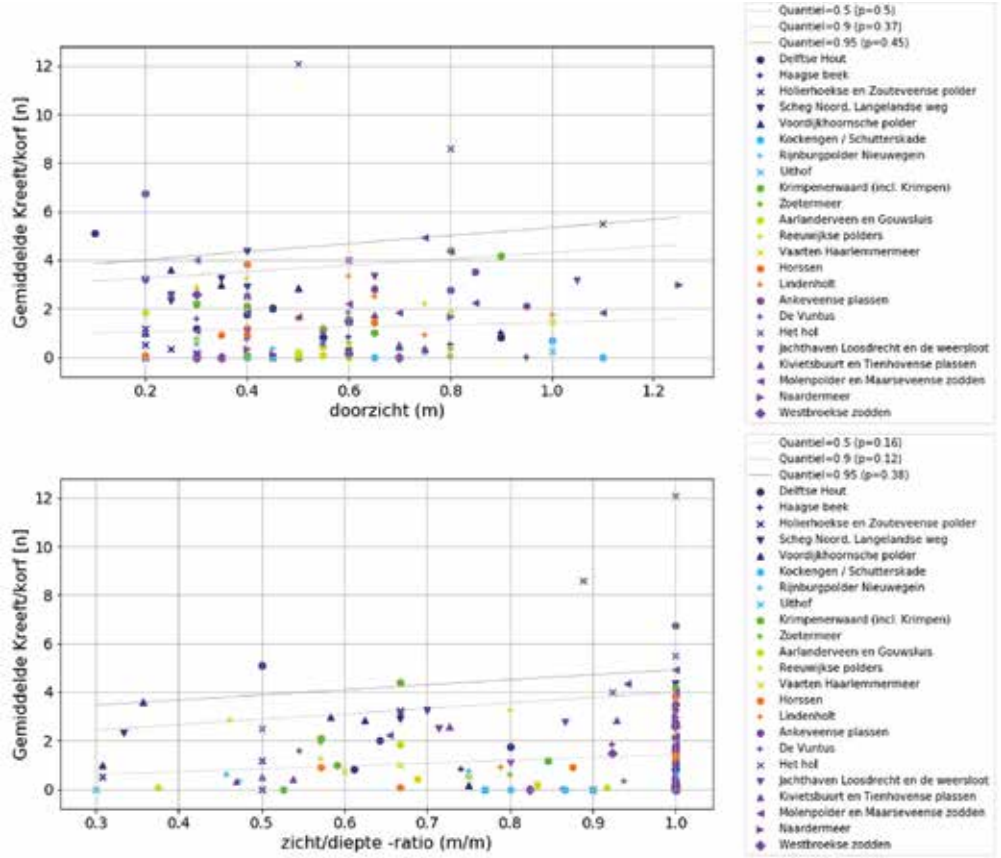
Verscheidene auteurs (Angeler *et al.* 2001; Rodriguez *et al.* 2003; Geiger *et al.* 2005; Gherardi & Acquistapace 2007; Soes & Koese 2010; Koese & Soes 2011; Souty-Grosset *et al.* 2016; Gylstra *et al.* 2016; Roessink *et al.* 2017; Lemmers *et al.* 2018) geven aan dat watersystemen troebel kunnen worden en wat biodiversiteit betreft achteruit kunnen gaan als gevolg van een combinatie van knipschade aan waterplanten en opwerveling van sediment door het graafgedrag van uitheemse rivierkreeften (en daaraan gekoppelde grotere nutriëntbelastingen). In de meeste studies worden echter geen causale verbanden aangetoond en geen van de onderzoeken kan duidelijk onderscheid maken tussen 'kreeften zijn de oorzaak van de vertroebeling' en 'hoge kreeftendichtheid zijn het gevolg van een vertroebeling' (De Jong *et al.* 2019).

In tegenstelling tot bovengenoemde studies wordt er in dit onderzoek geen verband gevonden tussen het in mei 2019 gemeten doorzicht en de kreeftendichtheid (*figuur 3.12*). Ook als gecorrigeerd wordt voor de waterdiepte (via de doorzicht/diepte-ratio) zijn er geen verbanden. Dit wordt ondersteund door hoge p-waardes voor de lineaire regressies van doorzicht (0,341) en doorzicht/diepte (0,702) met de kreeftendichtheid. Ook als individuele soortgelijke en nabije gebieden met elkaar vergeleken worden (zoals Het Hol en De Vuntus, of De Molenpolder en Westbroek) dan is er in de meeste gevallen geen verband te vinden tussen het doorzicht of doorzicht/diepte enerzijds en de kreeftendichtheid anderzijds (resultaten niet specifiek getoond). Alleen bij het hoogheemraadschap van Delfland lijkt er sprake te zijn van een draagkrachteffect, waarbij de draagkracht voor uitheemse rivierkreeften lager lijkt

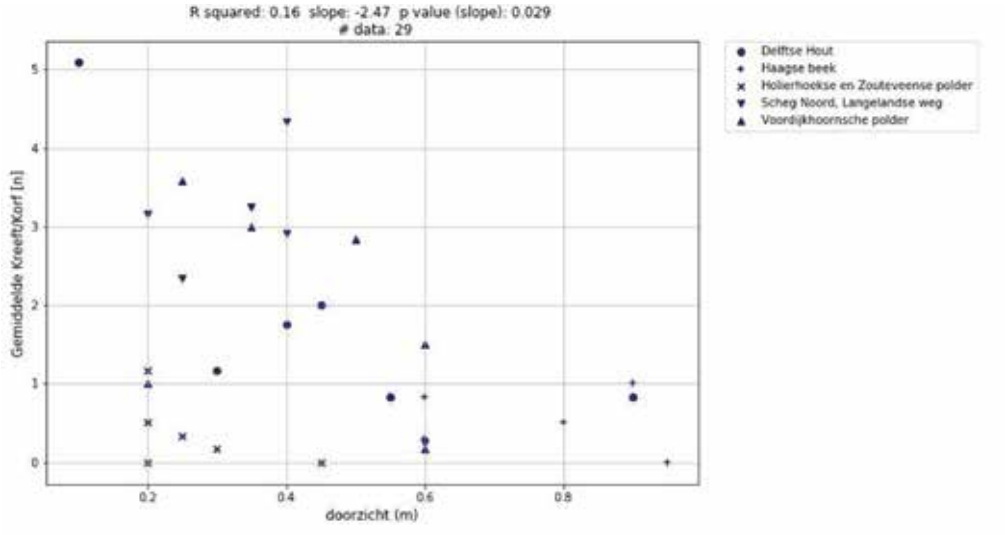
te zijn in heldere watersystemen (*figuur 3.13*). Dit is echter niet terug te vinden in de algehele relaties van de dataset (*figuur 3.12*). In dit onderzoek is dan ook geen bewijs gevonden voor de stelling dat een hogere kreeftendichtheid tot troebelere condities leidt, of dat heldere watersystemen minder kreeften bevatten. Het lijkt er op dat kreeften zowel onder troebele als heldere condities kunnen voorkomen.

Bij deze resultaten dient wel opgemerkt te worden dat het doorzicht is bepaald in het vroege voorjaar wanneer watersystemen vaak wat helderder zijn dan later in het groeiseizoen (Lampert *et al.* 1986). Mogelijk dat er wel verbanden worden waargenomen als het doorzicht later in het groeiseizoen bepaald zou worden. Wanneer de kreeftendichtheid wordt uitgezet tegen zomergemiddelde waterschapsdata van het doorzicht (die beschikbaar was voor 63 van de 138 locaties; resultaten niet getoond) is er echter ook geen verband aanwezig tussen het doorzicht en de kreeftendichtheid. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat uit de power analyse (*§ 2.5.1*) blijkt dat de kans op het missen van een matig verband (r2 > 0,3) dan aanzienlijk is: bij 75 meetlocaties is die statistische kans namelijk gelijk aan circa 25% en bij 50 meetlocaties aan circa 45%.

FIGUUR 3.12 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET DOORZICHT (BOVEN) EN HET DOORZICHT: DIEPTE (ONDER) VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**



FIGUUR 3.13 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET DOORZICHT OP BASIS VAN DE LOCATIES BIJ DELFLAND. AANGEZIEN DE P-WAARDE KLEINER IS DAN 0,05 WORDT ER VANUIT GEGAAN DAT ER SPRAKE IS VAN EEN LINEAIRE TREND**



3.3.3 TROFIEGRAAD

Evenals bij doorzicht werd er een verband verwacht tussen de kreeftendichtheden en trofiegraad (Angeler *et al.* 2001; Rodriguez *et al.* 2003; King & Richardson 2007; Gherardi & Acquistapace 2007; Marchi *et al.* 2012; Van der Wal *et al.* 2013), alhoewel de relaties niet altijd eenduidig zijn. In King & Richardson (2007) wordt bijvoorbeeld beschreven dat de kreeftenbiomassa toeneemt bij lage tot gemiddelde P-beschikbaarheid, maar dat de biomassa bij hogere P-concentraties weer afneemt door afname van de biomassa aan perifyton, wat als voedsel voor de rivierkreeften kan dienen. Kreeften kunnen door hun activiteit ook de concentraties van fosfor, stikstof en zwevend stof in de waterkolom verhogen door bioturbatie (Rodriguez *et al.* 2003).

In figuur 3.14 is de relatie te zien tussen de totaal P-concentraties in het oppervlaktewater, de kreeftendichtheden en de zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater (kleuring van de punten) weergegeven. De (maximale) kreeftendichtheden lijken lager bij hoge P-concentraties in het water. Dit lijkt tegenstrijdig met de hypothese dat kreeften onder hypertrofe condities hogere dichtheden kunnen bereiken. De lage kreeftdichtheden bij hoge P-concentraties in het oppervlaktewater hebben mogelijk een relatie met lage zuurstofconcentraties die voorkomen bij hoge nutriëntconcentraties en/of met de afname van de perifytonbeschikbaarheid[10], zoals gevonden door King & Richardson (2007). Niet-lineaire regressies (kwadratisch, exponentieel en logaritmisch) lieten hier of geen significante verbanden zien, of een significant verband dat sterk door een outlier werd beïnvloed.

Voor de externe P-belasting[11] geldt dat zowel en lineaire regressie als de 50%-kwantiellijn niet significant verschillen van een horizontale lijn (p-waarde van respectievelijk 0,19 en 0,31). De

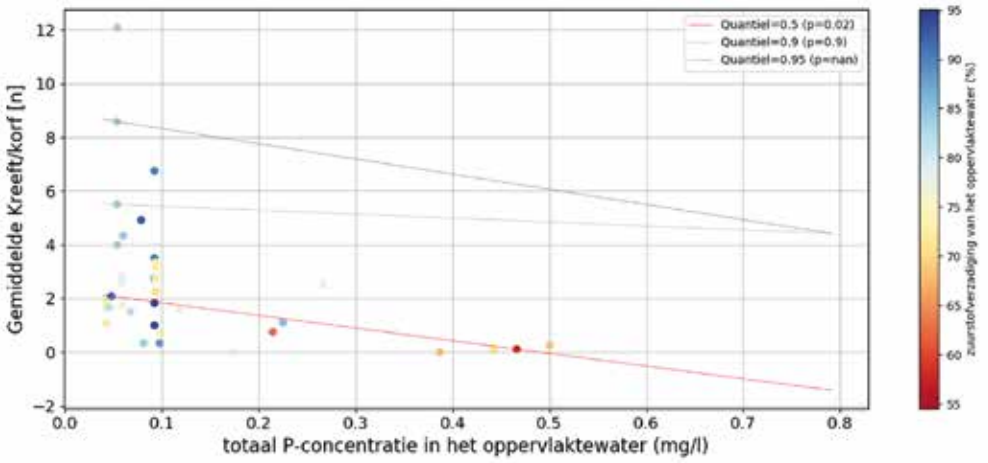
10 Perifyton kan zowel direct als indirect als voedsel van rivierkreeften functioneren. Bij de indirecte manier is het perifyton eerst voedsel voor andere macrofauna, die vervolgens weer als voedsel kunnen functioneren voor rivierkreeften.

11 De N-belasting kon niet worden meegenomen in onze analyse vanwege de beperkte databeschikbaarheid van deze variabele bij de waterschappen.

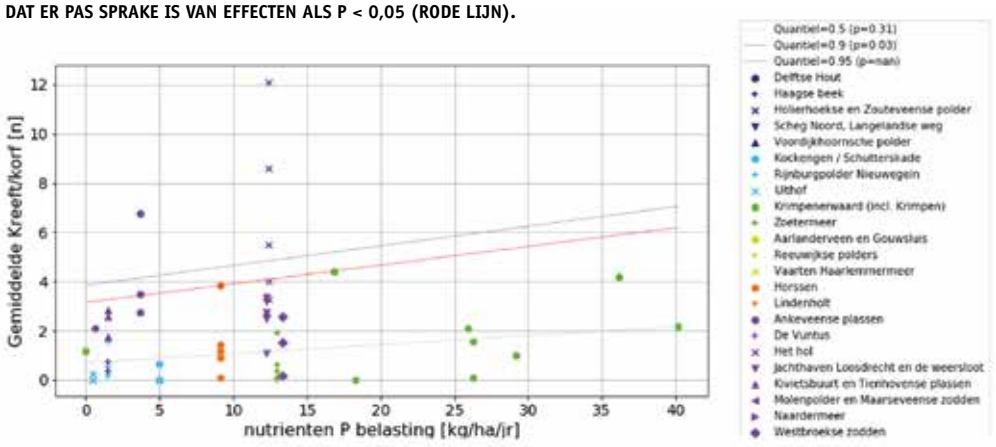
90%-kwantiellijn is echter wel significant stijgend en voor de 95%-kwantiellijn kan niet berekend worden of die significant afwijkt van een horizontale lijn vanwege de beperkte databeschikbaarheid *(figuur 3.14*). Op basis van de 90% lijn is er sprake van een draagkrachteffect, waarbij de maximale kreeftendichtheid hoger is bij een hogere externe P-belasting. De niet-lineaire regressies lieten voor dit verband geen significantie relaties zien.

Er zijn echter geen duidelijke conclusies te trekken omtrent dit verband, omdat (a) de externe P-belasting per gebied (en niet per meetlocatie) is opgegeven, (b) de externe P-belasting slechts voor 58 van de 138 meetlocaties is meegenomen, waardoor het lastig is om verbanden statistisch aan te tonen (*zie de power analyse in § 2.5.1*) en (c) de externe P-belasting eigenlijk vergeleken zou moeten worden met de lokale kritische P-belasting (die voor de meeste meetlocaties momenteel niet bekend is) omdat deze vergelijking pas echt iets zegt over de robuustheid van het watersysteem (onder andere Jaarsma *et al.* 2008). Voordat over het effect van externe P-belasting meer geconcludeerd kan worden omtrent de kreeftendichtheden, dient de dataset dus te worden uitgebreid en verfijnd.

FIGUUR 3.14 **RELATIE TUSSEN DE ZOMERGEMIDDELDE TOTAAL P-CONCENTRATIES IN HET OPPERVLAKTEWATER (AANGELEVERD DOOR DE WATERSCHAPPEN) EN DE KREEFTDICHTHEID, WAARBIJ DE LOCATIES GEKLEURD ZIJN VOLGENS DE ZOMERGEMIDDELDE ZUURSTOFCONCENTRATIES OP DE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**

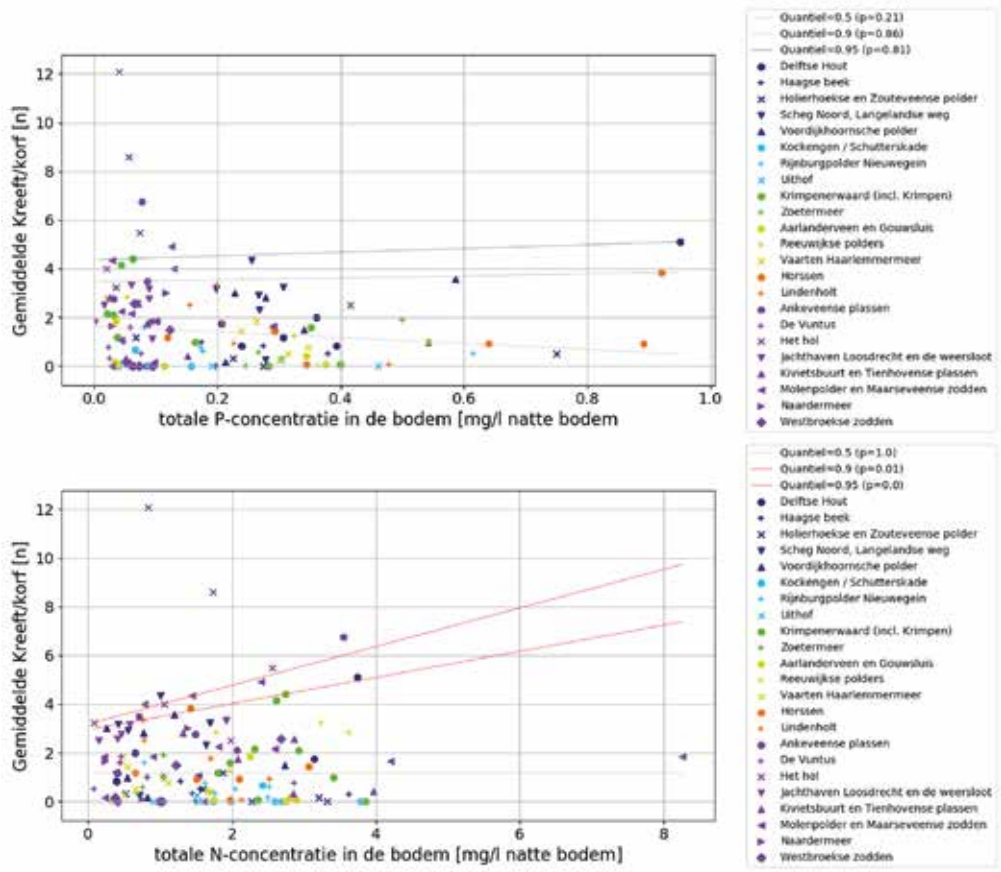


FIGUUR 3.15 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE EXTERNE P-BELASTING VOOR 58 VAN DE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN).**



De kreeftendichtheid lijkt eveneens geen relatie te hebben met de totale hoeveelheid fosfor en stikstof in de waterbodems met p-waarden van respectievelijk 0,264 en 0,885 voor de lineaire regressie met de kreeftendichtheid. Ook de 50%-kwantiellijnen van deze variabelen wijken niet significant af van een horizontale lijn (*figuur 3.16*). De 90 en 95%-kwantiellijnen voor de totaal N-concentratie in de waterbodems is echter wel significant. Wat doet vermoeden dat er sprake is van een draagkrachteffect, waarbij de maximale kreeftendichtheid toeneemt bij toenemende totaal N-concentraties in de waterbodem.

FIGUUR 3.16 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE TOTAAL P (BOVEN) EN N-CONCENTRATIE IN DE BODEM (ONDER) VOOR DE 138 BEMONSTERDE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**

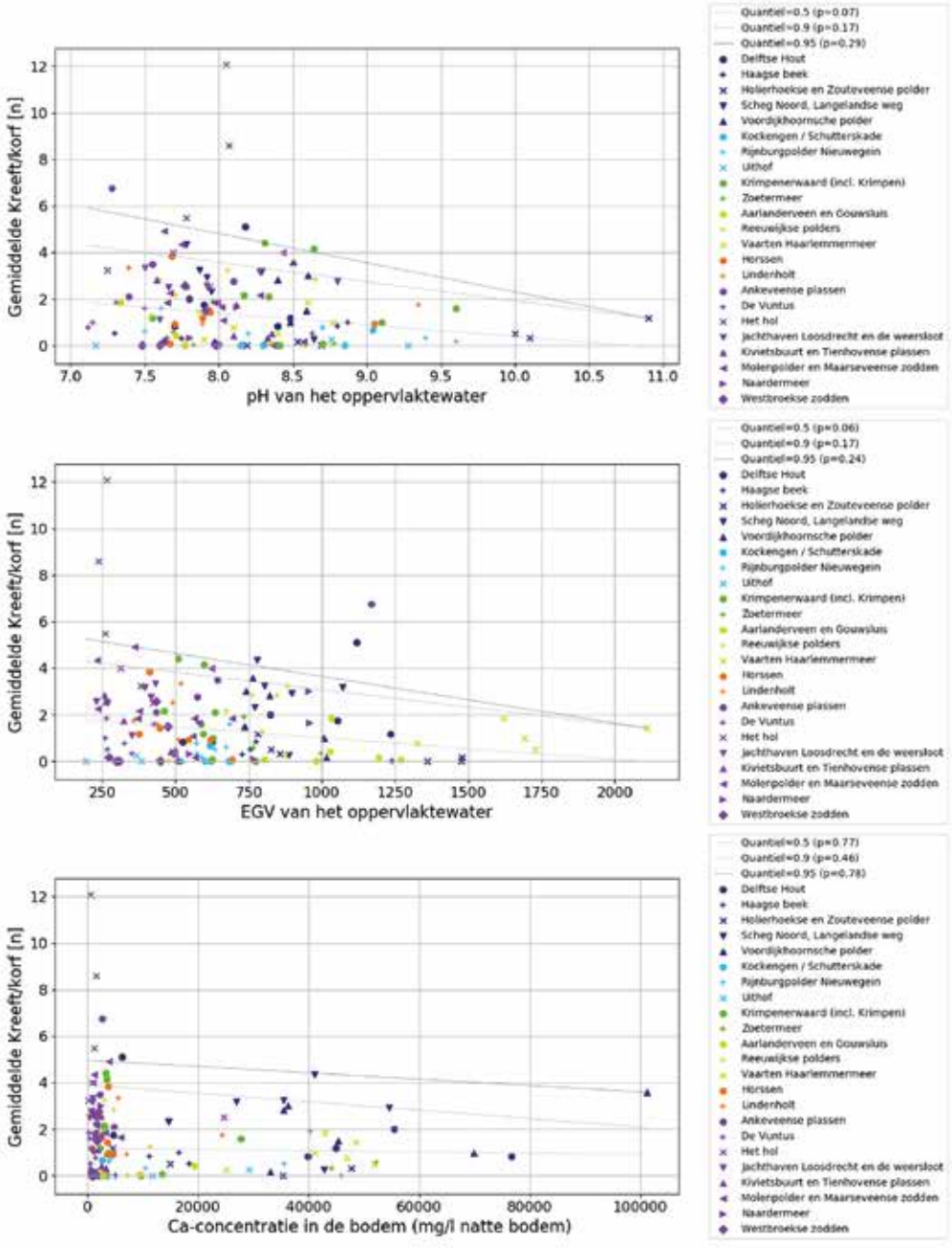


3.3.4 BASENRIJKDOM

Uitheemse rivierkreeften kunnen slecht tegen oppervlaktewater met een lage pH, omdat het calcium-metabolisme van rivierkreeften dan verstoord wordt (Koese & Evers 2011). Dit kan direct (lethaal voor individuen blootgesteld aan een zure omgeving) of indirect (door problemen met voortplanting of verlaging van de weerstand van de dieren) een negatief effect hebben op de kreeftenpopulatie (Nyström 2002). De zuurgraad speelt dan ook een belangrijke rol in het verklaren van de afwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft in veel wateren in het oosten van Pleistoceen Nederland (zoals vennen), waar de pH vaak onder de 5,5 ligt (Soes & Koese 2010). Dergelijke zwakgebufferde systemen komen echter niet voor in onze dataset van west-Nederland en het rivierengebied. Op alle 138 locaties was de gemeten pH hoger dan 7,0 (*figuur 3.17*) en is er dus sprake van goed tot zeer goed gebufferde watersystemen. Ook de Ca-concentraties in de bodem en het oppervlaktewater lieten geen verband zien met de kreeftendichtheid.

Het valt ten slotte op dat de dichtheid aan rode Amerikaanse rivierkreeft slechts beperkt kan zijn als de pH boven de 9 komt. Dergelijke hoge pH's zijn in oppervlaktewatersystemen vaak het gevolg van een hoge primaire productie (Talling 1976), waarbij de waarde vaak schommelt door de dag heen omdat de fotosynthese vooral overdag plaatsvindt. Bij dergelijke hoge pH's kan ammoniak ontstaan (Johansson & Wedborg 1980) dat voor veel soorten al bij lage concentraties toxisch is (Farnsworth-Lee & Baker 2000). Rode Amerikaanse rivierkreeft blijkt hier echter behoorlijk resistent voor te zijn (Gutzmer & Tomasso 1985).

FIGUUR 3.17 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE PH VAN HET OPPERVLAKTEWATER (BOVEN), HET EGV VAN HET OPPERVLAKTEWATER (MIDDEN) EN DE TOTALE CA-CONCENTRATIE IN DE BOVENSTE 10 CM VAN DE WATERBODEM (ONDER) VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**



3.3.5 SALINITEIT

Alhoewel de groei en reproductie van rode Amerikaanse rivierkreeften stagneert bij zeer brakke condities, hebben ze voor een zoetwatersoort een betrekkelijk hoge zouttolerantie (Soes & Koese 2010; Casellato & Masiero 2011; Meineri *et al.* 2014; Bissattini *et al.* 2015). Zo heeft ATKB de soort in 2018 bijvoorbeeld redelijk veel gevangen in het slotensysteem van het Natura 2000-gebied Botshol, waar de Cl-concentratie momenteel tussen de 570 en 1000 mg/l ligt. Casellato & Masiero komen de soort zelfs nog tegen in de lagune van Venetië waar de Cl-concentratie kan oplopen tot circa 15.000 mg/l en Meineri *et al.* (2014) zagen de dichtheden van de soort pas sterk afnemen bij Cl-concentraties beneden de 10.000 mg/l (en bij juvenielen bij concentraties beneden de 5.000 mg/l).

In het voorliggende onderzoek zijn bijna alleen maar zoete watersystemen meegenomen en voor de enkele licht brakke watersystemen (Haarlemmermeer en Holierhoekse en Zouteveense Polder, waar wat brakke kwel optreedt) zijn nabij de meetlocaties geen Cl-concentraties bekend. Hierdoor kunnen we op basis van de verzamelde gegevens geen Cl-grens voor de rode Amerikaanse rivierkreeft opstellen, maar uit de literatuur blijkt wel dat de soort nog bij behoorlijk zoute condities kan voorkomen.

3.4 GRAAF- EN SCHUILMOGELIJKHEDEN

Rivierkreeften zoeken beschutting tegen predatie en kannibalisme, maar ze graven ook als de condities tijdelijk minder geschikte zijn zoals bij hoge temperaturen (Ilhéu *et al.* 2003; Koese & Vos 2013). Voor het schuilen zijn rivierkreeften afhankelijk van natuurlijke schuilplaatsen, de mogelijkheid tot het graven van holen in oevers en de mogelijkheid om tijdelijk te kunnen schuilen in het sediment of de sliblaag. Ook submerse en emergente vegetatie kan als beschutting dienen voor kreeften (Correia 2001).

Experimenten met de verwante Everglades rivierkreeft (*Procambarus fallax*) en blauwe Florida kreeft (*Procambarus alleni)* laten zien dat de overlevingskans in veen hoger zijn voor beide soorten dan bij een dichte zandbodem van mergels (Dorn & Volin 2009). Dit was zowel gerelateerd aan de mogelijkheden tot graven als aan de vochtigheidsgraad in de holen. D'Abramo *et al.* (2006) laat zien dat de kreeftendichtheden kunnen toenemen wanneer er meer mogelijkheden zijn tot het graven van holen, doordat er dan een afname is van kannibalistisch gedrag en een toename van voedselbeschikbaarheid in de vorm van perifyton op de driedimensionale structuren.

In deze studie hebben we onder andere de rol van substraat, organisch gehalte van de bodem, oeverbeschoeiing en vegetatiebedekking onderzocht op relaties met kreeftendichtheden. Verder hebben we op basis van expert-judgement indices berekend voor geschiktheid voor kreeften op basis van schuil- en graafmogelijkheden *(zie § 2.3.4 voor de berekeningswijze*).

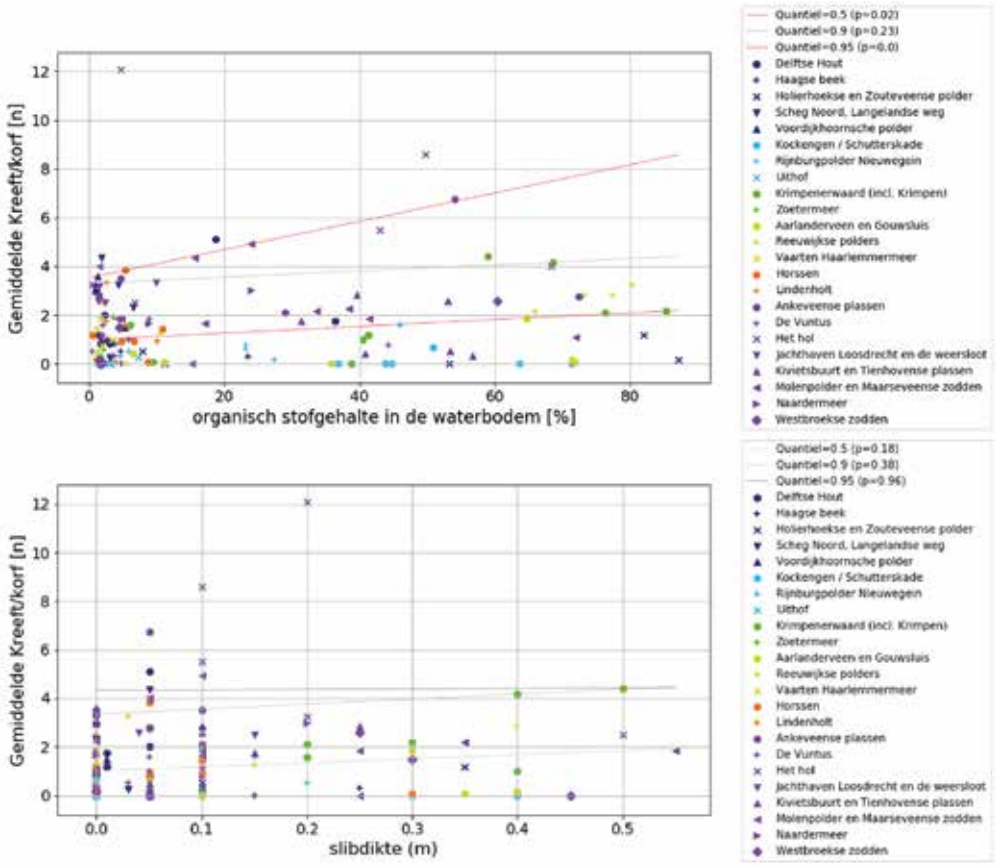
3.4.1 SUBSTRAAT

Er wordt een relatie gevonden tussen kreeftenvangsten en het organische stofgehalte van de waterbodem (*figuur 3.18*). Het maximaal aantal rode Amerikaanse rivierkreeften lijkt toe te nemen als er meer organisch materiaal in de waterbodem zit, maar ook bij hoge organisch stofgehalten kunnen er weinig rivierkreeften aanwezig zijn. Oftewel, er is sprake van een draagkrachteffect. Vergelijkbare relaties zijn er gevonden voor de gloeirest en het droge stofgehalte van de waterbodems (resultaten niet getoond), maar de slibdikte blijkt niet een bepalende factor te zijn. De aanwezigheid van organische bodems kan dus leiden tot hogere

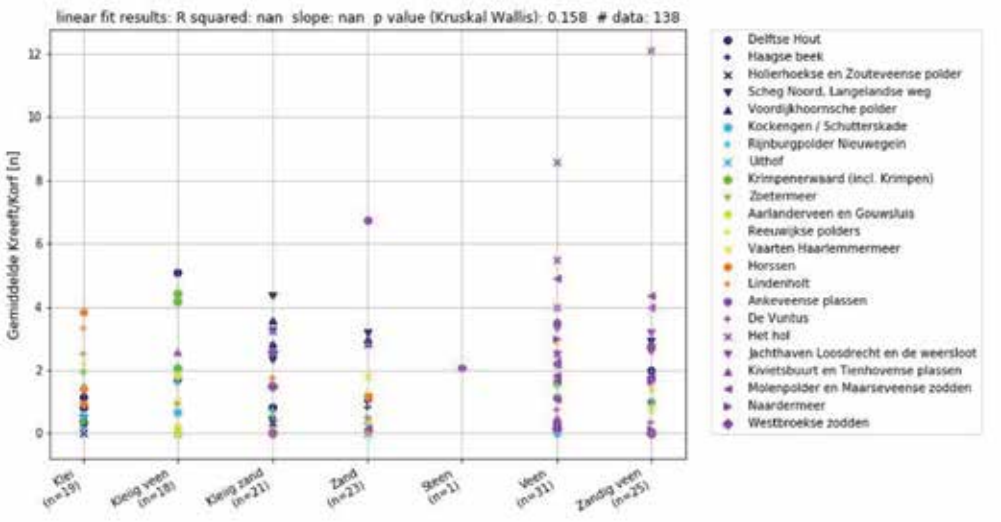
kreeftendichtheden, waarschijnlijk vanwege de goede vergraafbaarheid in combinatie met een gunstige vochthuishouding.

Alhoewel de kreeftendichtheid dus hoger kan zijn als de waterbodem relatief veel organisch materiaal bevat, komt de factor oeversubstraat er in ons onderzoek niet uit als een bepalende factor *(figuur 3.19)*. Dit is opvallend, omdat verschillende auteurs (onder andere Soes & Koese 2010; Lemmers *et al.* 2018) aangeven dat rode Amerikaanse rivierkreeften liever niet in zandoevers zitten. Dat de relatie niet teruggevonden wordt in dit onderzoek kan komen doordat (a) de rivierkreeften vermoedelijk wel in zandbodems kunnen schuilen als er redelijk wat organisch materiaal in de bodem zit en/of (b) het maar de vraag is of het instorten van gangen daadwerkelijk een probleem vormt voor schuilende rode Amerikaanse rivierkreeften (de kreeften kunnen immers gemakkelijk weer een nieuwe gang graven als dat nodig blijkt te zijn).

FIGUUR 3.18 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET ORGANISCHE STOFGEHALTE IN DE BOVENSTE 10 CM VAN DE WATERBODEM (BOVEN) EN DE SLIBDIKTE (ONDER) VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



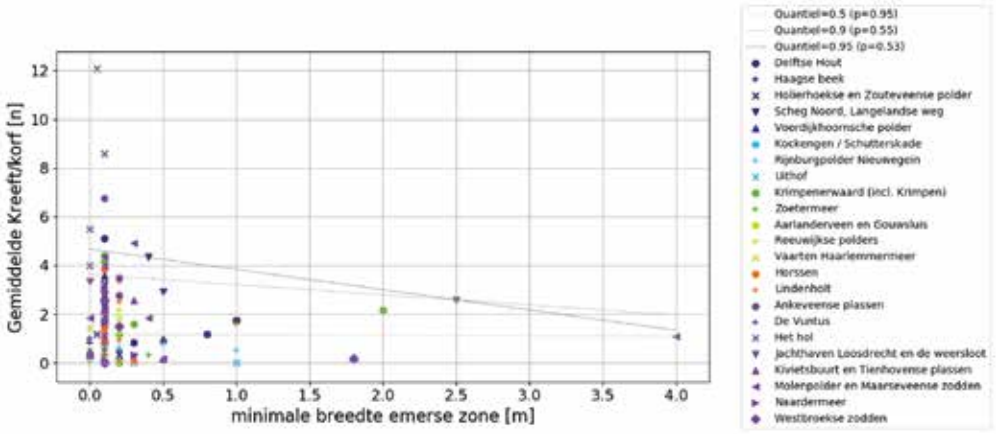
FIGUUR 3.19 **RELATIE TUSSEN HET OEVERSUBSTRAAT (CATEGORIE) EN DE KREEFTENDICHTHEID. DE KRUSKAL WALLIS-TOETS LAAT GEEN SIGNIFICANTE VERSCHILLEN TUSSEN DE SUBSTRAATGROEPEN ZIEN**



3.4.2 VEGETATIE

Naast de schuilmogelijkheden die de submerse vegetatie mogelijk biedt (*zie § 3.2*), is er ook gekeken naar het effect van rietkragen. Er is geen relatie gevonden met de breedte van de rietkraag (emerse vegetatie, *zie § 3.2*). Hoewel het verband van de lineaire regressie niet significant is, geeft afbeelding 3.20 wel een indicatie dat de draagkracht voor rode Amerikaanse rivierkreeften beperkter is bij brede rietkragen (emerse zones). Dit wordt ondersteund door een significant exponentieel verband (resultaat niet getoond). Dit is in overeenstemming met recent onderzoek van Lemmers *et al.* (2019), die laten zien dat het aantal kreeftengangen in natuurvriendelijke oevers significant lager is dan in andere aarden oevers. Hoewel zij aangeven dat dit vermoedelijk komt door een hogere predatorendichtheid in deze oevers, verwachten wij dat dit vooral veroorzaakt wordt doordat kreeften lastiger holen kunnen graven wanneer er veel wortels van emerse vegetatie aanwezig zijn.

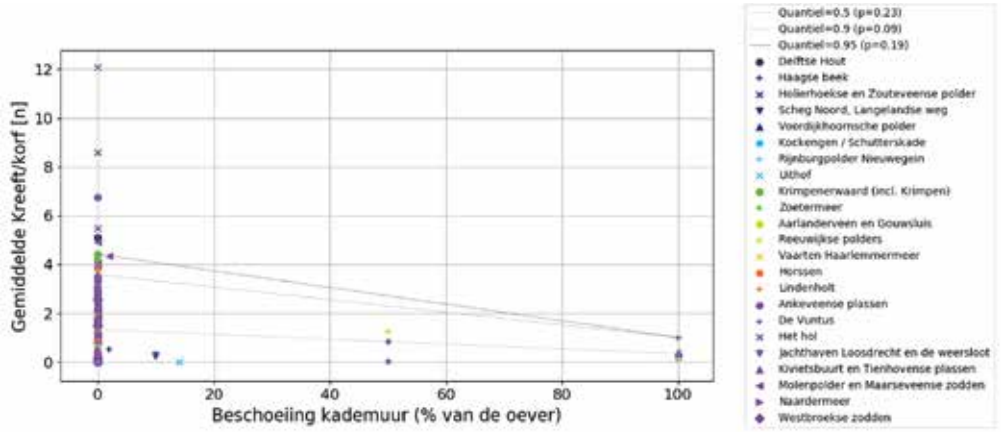
FIGUUR 3.20 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE MINIMALE BREEDTE VAN DE RIETKRAAG (EMERSE ZONE) VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**



3.4.3 BESCHOEIING

Het aandeel van de oever dat beschoeid is, lijkt niet uit te maken voor de kreeftendichtheden (resultaat niet getoond). Er komen vooral houten beschoeiingen voor in de dataset. In de praktijk zijn deze vaak ondergraven of zitten er gaten of kieren tussen de palen die groot genoeg zijn voor kreeften om deze te gebruiken als schuilmogelijkheid. Bij kademuren[12] lijken de kreeftenvangsten wel af te nemen, maar er zitten relatief weinig systemen in de dataset met kademuren waardoor dit niet significant is (*figuur 3.21*). Verder is er geen effect te zien van landgebruik en oevertalud (boven- en onderwater) op de kreeftenvangsten (resultaten niet getoond).

FIGUUR 3.21 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET PERCENTAGE OEVER DAT BESCHOEID IS MET EEN KADEMUUR VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05.**



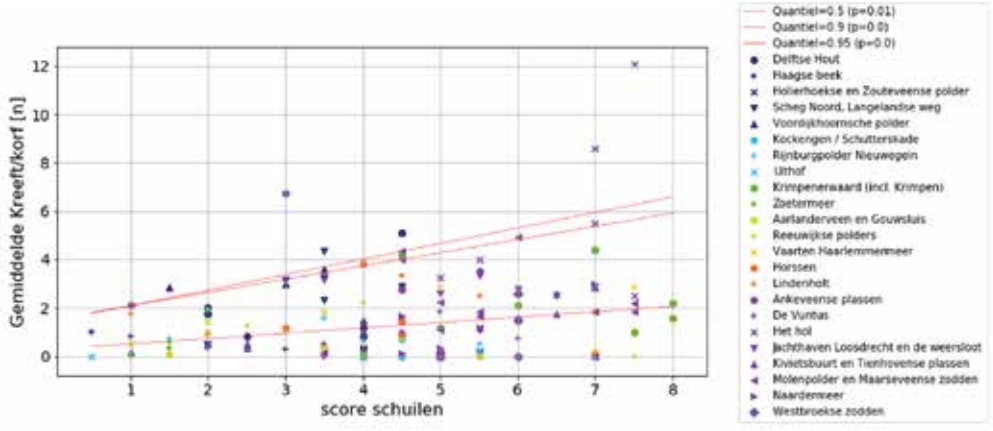
3.4.4 GESCHIKTHEIDSSCORES

In voorgaande afbeeldingen was te zien dat er bij de milieufactoren organische stof van de waterbodem en de (submerse) vegetatiebedekking een significant verband bestond met de kreeftendichtheid, maar dat bij andere factoren (zoals slibdikte, sedimenttype en beschoeiing) er geen significante verbanden werden gevonden. Wel lijken er interactie-effecten te zijn, die het beeld kunnen vertroebelen. Om deze reden zijn er geschiktheidsscores berekend om deze effecten expliciet mee te nemen in de analyse (*zie § 2.3.4*).

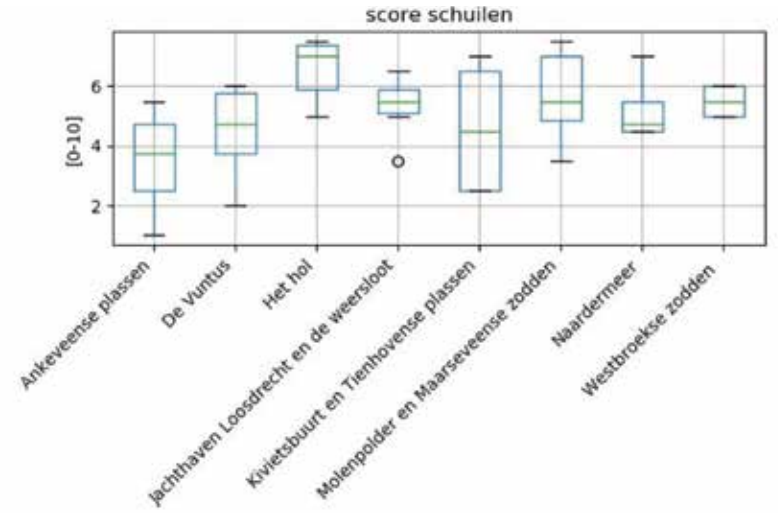
Er blijkt een duidelijk relatie tussen de score voor schuilmogelijkheid en de kreeftendichtheid (*figuur 3.22*). De berekende kwantielregressies zijn allemaal significant. Bij hogere scores voor de schuilmogelijkheden kunnen de kreeftendichtheden hoger zijn. De score voor 'schuilen' is een combinatie van substraat, het aandeel van de oever dat beschoeid is, de slibdikte en de bedekking van de submerse vegetatie. De combinatie van deze factoren levert een duidelijker signaal op dan de losse factoren, en is mogelijk ook een verklaring voor bijvoorbeeld de hoogste kreeftendichtheden in Het Hol, terwijl in de naastgelegen Vuntus de aantallen (veel) lager zijn (*zie figuur 3.23*).

12 Het is onduidelijk of de kademuren volledig intact waren of dat er toch schuilmogelijkheden aanwezig waren, aangezien er niet onder het wateroppervlak is gekeken of de kademuren de oever volledig afsloten.

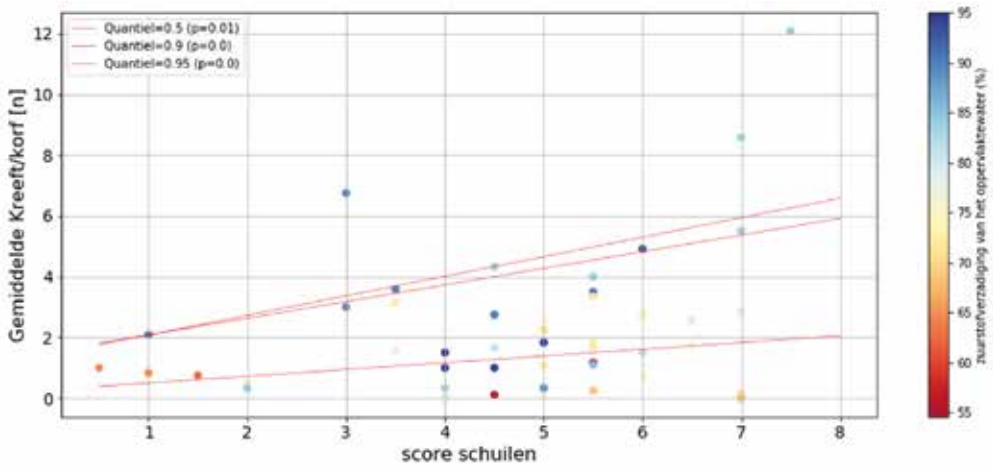
FIGUUR 3.22 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE SCORE VOOR 'SCHUILEN' VOOR DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



FIGUUR 3.23 **SCORE VOOR SCHUILEN VOOR DE VERSCHILLENDE ONDERZOCHTE WATERSYSTEMEN BIJ WATERNET**



FIGUUR 3.24 **RELATIE TUSSEN DE SCORE VOOR SCHUILEN EN DE KREEFTDICHTHEID, WAARBIJ DE LOCATIES GEKLEURD ZIJN VOLGENS DE ZOMERGEMIDDELDE ZUURSTOFCONCENTRATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



Tegelijkertijd worden de kreeftendichtheden zeker niet geheel verklaard door de aanwezigheid van schuilmogelijkheden. In bepaalde systemen zijn volgens de score voldoende schuilmogelijkheden, maar zijn de vangsten relatief laag. Figuur 3.24 laat zien dat dit mogelijk samenhangt met de zuurstofcondities: in systemen met een hoge score voor schuilen is de zuurstofverzadiging vaak relatief laag als de kreeftendichtheid laag is.

3.5 VOEDSELWEBINTERACTIES

Rivierkreeften kunnen een belangrijke rol spelen in aquatische voedselwebben. Aan de ene kant prederen rivierkreeften op macrofauna, terwijl ze aan de andere kant weer gegeten worden door andere soorten. Omnivore rivierkreeften competeren op verschillende trofische niveaus, hierdoor hebben ze een goede concurrentiepositie. Ze zijn zelfs in staat om predatoren uit te concurreren, waardoor een simpel voedselweb kan ontstaan waarin rivierkreeften de toppredator vormen (Nyström *et al.* 1996; Polis & Holt 1992) en de biodiversiteit afneemt (Menge & Sutherland 1976).

Verschillende soortgroepen kunnen prederen op uitheemse rivierkreeften. Van de volgende soorten die in Nederland voorkomen is bekend dat ze rivierkreeften eten:

- vissen: Europese meerval, paling, snoekbaars, snoek, karper en baars (Blake & Hart 1993; Söderbäck 1994; Elvira *et al.* 1996; Czarnecki *et al.* 2003; Carol *et al.* 2009; Aquiloni 2010; Gherardi *et al.* 2011; Boerkamp *et al.* 2012b; Musseau *et al.* 2015; Lemmers *et al.* 2018);
- vogels: reigers (blauwe reiger, grote zilverreiger en purperreiger), ooievaar, aalscholver, grote meeuwen (zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw), futen, wilde eend en lepelaar;
- zoogdieren: otter, bruine rat en vos (Beja 1996; Correia 2001; Lemmers *et al.* 2018);
- macrofauna: het is nog onduidelijk om welke soorten het gaat, maar vermoedelijk kunnen grote macrofaunasoorten zich voeden op de eerste levensstadia van rivierkreeften (mondelinge mededeling van B. Koese; *bijlage III)*.

Er is weinig bekend over de predator-prooi relaties voor rode Amerikaanse rivierkreeft. Vooralsnog zijn er in Nederland geen duidelijke signalen dat de populatiegrootte van volwassen rode Amerikaanse rivierkreeften sterk gedrukt wordt door predatie. Dit komt vermoedelijk doordat deze rivierkreeften niches innemen die voorheen niet bezet waren. Zelfs als de verschillende predatoren zich verder specialiseren op de uitheemse rivierkreeften, is het nog maar de vraag of predatie de aanwas van kreeften significant kan beperken aangezien de reproductiesnelheid van de rivierkreeften zeer groot is (mondelinge mededeling van J. Kampen en I. Roessink). Ondanks deze kanttekeningen, lijkt kennisontwikkeling over de populatiedynamica van enerzijds de rivierkreeft en anderzijds de predatoren vooralsnog één van de weinige (laatst overgebleven) realistische, potentiële sleutels tot succesvol beheer te zijn (Lemmers *et al.* 2018).

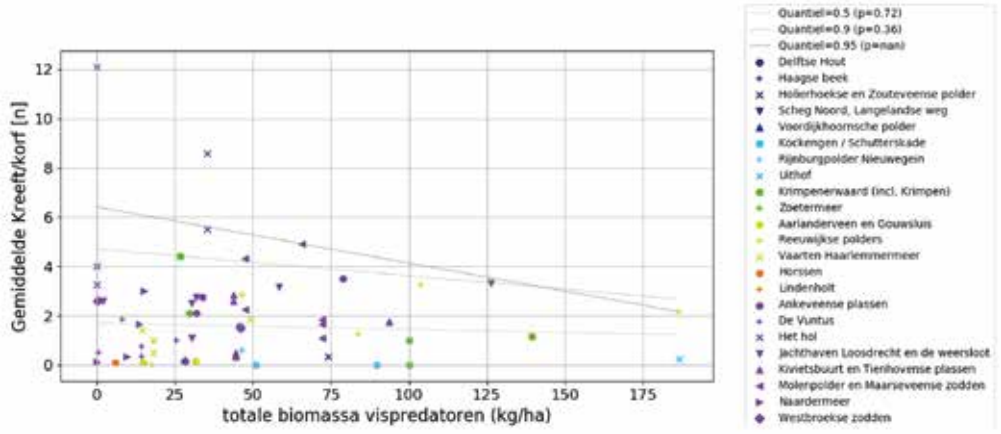
In het voorliggende rapport is aandacht besteed aan de potentiële verbanden tussen het voorkomen van predatoren en de kreeftendichtheid, maar de gebruikte methodieken zijn veelal grof van aard waardoor zorgvuldig moet worden omgegaan met de interpretatie van de gegevens.

3.5.1 VISSEN

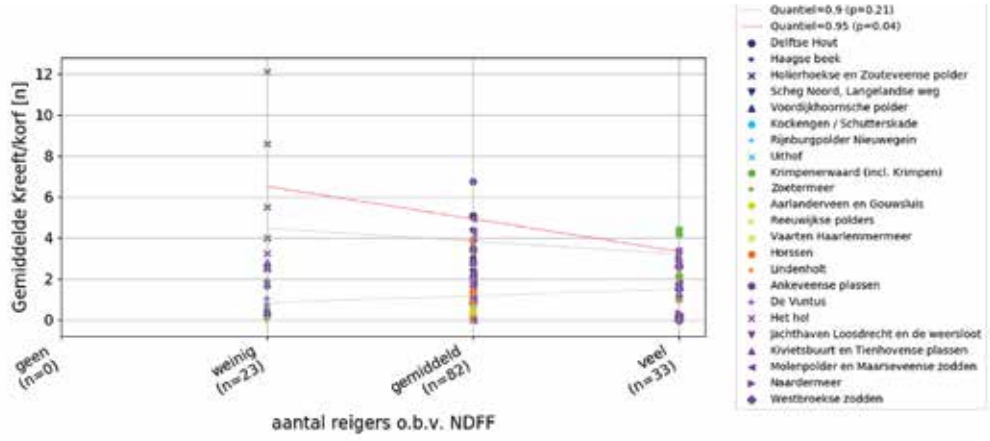
Voor de vissen is het voorkomen bepaald aan de hand van nabijgelegen KRW-meetpunten en/of locatiespecifieke visstandgegevens die ATKB beschikbaar had, waardoor slechts voor 63 van de 138 meetlocaties gegevens beschikbaar waren. Op basis van deze gegevens is er voor

geen enkele potentiële roofvis een verband gevonden tussen de visbiomassa en de kreeftendichtheid. In alle gevallen was de p-waarde duidelijk niet significant en waren er ook geen significante kwantiellijnen te onderscheiden. Ook wanneer de totale biomassa aan potentiele roofvissen (Europese meerval, snoek, snoekbaars, karper, paling en baars) bij elkaar wordt opgeteld, is er geen significant verband (*figuur 3.25*), hoewel de 95%-kwantiellijn wel lijkt af te nemen. Het aantal meetlocaties voor deze vergelijking (63 van de 138) is echter te beperkt om tot een betrouwbare statische uitspraak te komen.

FIGUUR 3.25 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE TOTALE BIOMASSA AAN POTENTIËLE ROOFVISSEN (EUROPESE MEERVAL + SNOEK + SNOEKBAARS + KARPER + PALING + BAARS) VOOR 63 VAN DE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**



FIGUUR 3.26 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN HET AANTAL REIGERS (OP BASIS VAN NDFF-DATA) VOOR DE 138 GEMONITORDE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN RAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



3.5.2 VOGELS

Op basis van NDFF-inschatting van verschillende vogels/vogelgroepen op de meetlocaties (wat een zeer grove wijze is om de aantallen in te schatten; *zie § 2.4.5*) komen geen duidelijk verbanden tussen de vogeldichtheid en de kreeftendichtheid naar voren. Alleen voor reigers wordt er volgens de kwantiellijnen een draagkrachteffect waargenomen, waarbij het maximum aantal rode Amerikaanse rivierkreeften lager lijkt als er veel reigers in de omgeving aanwezig zijn (*figuur 3.26*). Voor het aantal grote meeuwen (zilvermeeuw + kleine mantelmeeuw) wordt een soortgelijk verband waargenomen, maar vielen de locaties met veel meeuwen precies samen met een lage zuurstofbeschikbaarheid (resultaat niet getoond) waardoor het verband vermoedelijk wordt veroorzaakt door de zuurstofbeschikbaarheid en niet door de aanwezigheid van de grote meeuwen. Voor alle andere vogels zijn er geen verbanden waargenomen op basis van de NDFF-dataset. Het is mogelijk dat er in werkelijkheid toch verbanden aanwezig zijn tussen de dichtheid van bepaalde vogels/vogelgroepen en de kreeftendichtheden, maar dat die op basis van de gehanteerde methode (NDFF-data) niet zichtbaar worden. Hier zou in een vervolgonderzoek meer aandacht aan besteed kunnen worden, waarbij wel vermeld moet worden dat de auteurs van het voorliggende rapport hier niet al te veel van verwachten vanwege de hoge reproductiesnelheid van de rode Amerikaanse rivierkreeften.

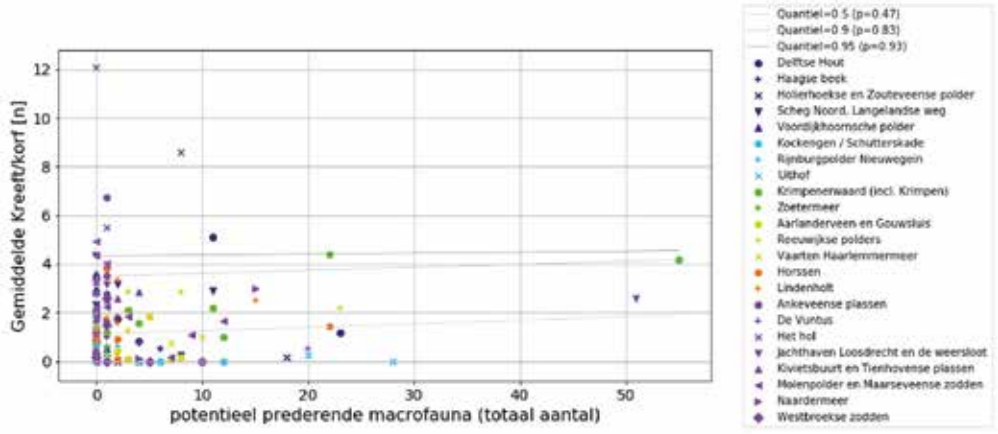
3.5.3 ZOOGDIEREN

Geen van de bestudeerde zoogdieren (bruine rat, vos en otter) laat op basis van een NDFF-inschatting (wat een zeer grove wijze is om de aantallen in te schatten; *zie § 2.4.5*) een verband zien met de kreeftendichtheid, dus ook de otterdichtheid niet. Ook voor de zoogdieren geldt dat het mogelijk is dat er in werkelijkheid toch verbanden aanwezig zijn tussen de dichtheid van de zoogdieren en de dichtheid van de rivierkreeften, maar dat die op basis van de gehanteerde methode (NDFF-data) niet zichtbaar worden. Hier zou in een vervolgonderzoek meer aandacht aan besteed kunnen worden, waarbij wel vermeld moet worden dat de auteurs van het voorliggende rapport hier niet al te veel van verwachten vanwege de hoge reproductiesnelheid van de rode Amerikaanse rivierkreeften.

3.5.4 MACROFAUNA

Voor de macrofauna geldt dat het niveau waarop gedetermineerd is, is gebaseerd op het feit of de hoofdgroep (orde), familie of soort wel of niet predeert op juveniele kreeften (mondelinge mededeling van B. Koese; *bijlage III)*. Als dit voor alle soorten binnen een hoofdgroep geldt, dan was determinatie tot op groepsniveau namelijk voldoende. Indien hier wel verschillen werden verwacht tussen soorten, dan is tot op soortniveau gedetermineerd. In de analyse is vervolgens naar de individuele soort(groep)en gekeken, maar ook naar de optelsom van de potentieel prederende individuen. Er is zowel voor de individuele soorten als voor de optelsom van de potentieel prederende macrofauna geen verband gevonden met de kreeftendichtheid (*figuur 3.27*). Beide meetlocaties met veel prederende macrofauna (*rechts in figuur 3.27*) worden gedomineerd door bootsmannetjes (*Notonecta spec.*), die in principe alles eten wat ze aankunnen en zeker ook juvenielen rode Amerikaanse rivierkreeften (mondelinge mededeling van N. Nieser, B. Aukema en B. Koese). De studie van Hirvonen (1992) beschrijft de predatie van bootsmannetjes op juveniele individuen van Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*), wat naar verwachting ook van toepassing is op de rode Amerikaanse rivierkreeft.

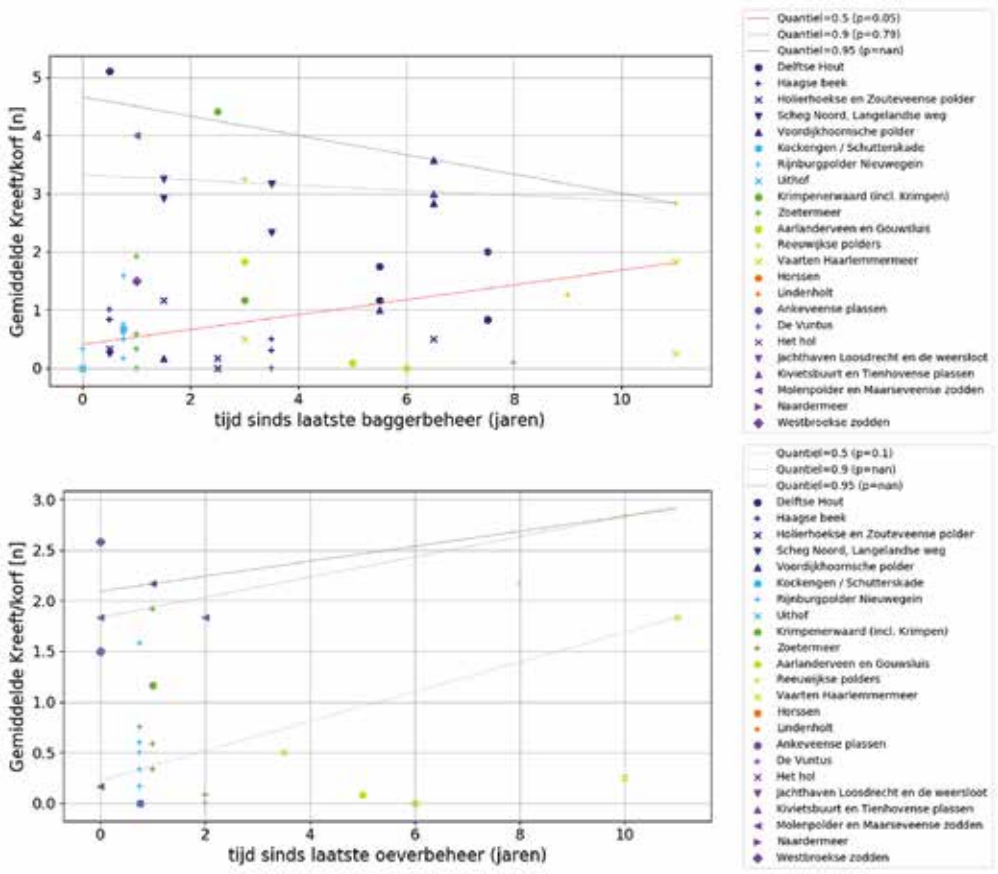
FIGUUR 3.27 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE POTENTIEEL PREDERENDE MACROFAUNA (TOTAAL AANTALLEN) VOOR DE 138 GEMONITORDE LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05**



3.6 BEHEER

Voorafgaand aan het voorliggende onderzoek werd verondersteld dat bagger- en oeverbeheer invloed konden hebben op de lokale kreeftendichtheid. Aangezien in het veld niet goed kan worden waargenomen welk bagger- en oeverbeheer er wordt uitgevoerd, is aan alle deelnemende waterschappen gevraagd om hun beheeractiviteiten voor de locaties te kwantificeren. Voor het baggerbeheer is dit voor 58 van de 138 locaties doorgegeven en voor het oeverbeheer voor 31 locaties. Op basis van deze gegevens is er geen verband gevonden tussen de frequentie van het oeverbeheer en de kreeftendichtheid (*figuur 3.28*). Ook de frequentie van het baggerbeheer lijkt geen verklarende variabele te zijn voor de kreeftendichtheden. Hoewel de mediaan (0,5 kwantiel) nog net significant is (p = 0,05), is de p-waardes voor de Kruskal Wallis-toets voor de lineaire regressies van 'tijd tot laatste baggerbeheer' en kreeftendichtheid met 0,201 zeker niet significant. De puntenwolk in figuur 3.28 doet inderdaad vermoeden dat er geen relatie is tussen de baggerfrequentie en de waargenomen kreeftendichtheid. Voor zowel het bagger- als oeverbeheer dient er bij deze interpretatie wel rekening mee te worden gehouden dat (a) het aantal meetpunten beperkt is waardoor het lastiger is om verbanden vast te stellen (*zie § 2.5.1*) en (b) waterschappen over het algemeen slechts een beperkt inzicht hebben het daadwerkelijke bagger- en oeverbeheer dat in het veld is/wordt uitgevoerd (Sollie *et al.* 2017). Mogelijk dat bij gebruik van een complete dataset en/of een nauwkeurigere bepaling van het daadwerkelijke beheer toch sprake blijkt te zijn van een relatie tussen het beheer en de kreeftendichtheid, maar vooralsnog lijkt een dergelijk verband niet aanwezig te zijn.

FIGUUR 3.28 **RELATIE TUSSEN DE GEMIDDELDE KREEFTENDICHTHEID EN DE TIJD SINDS LAATSTE BAGGERBEHEER (BOVEN) EN TIJD SINDS LAATSTE OEVERBEHEER (ONDER) VOOR RESPECTIEVELIJK 58 EN 31 VAN DE BEMONSTERDE 138 LOCATIES. MET BEHULP VAN EEN KWANTIELREGRESSIE IS BEPAALD OF ER SPRAKE IS VAN DRAAGKRACHTEFFECTEN, WAARBIJ AANGENOMEN IS DAT ER PAS SPRAKE IS VAN EFFECTEN ALS P < 0,05 (RODE LIJN)**



3.7 MULTIPLE LINEAIRE REGRESSIES

In § 2.5.3 is al uitgelegd dat niet wordt voldaan aan de statistische voorwaarden om een multiple regressie uit te voeren. In de voorliggende studie is het doel echter niet om een voorspellend en statistisch kloppend model te maken, maar om een aanvullend beeld te krijgen over potentieel, invloedrijke stuurfactoren. De uitkomsten van de multiple regressies moeten dus worden gezien als een indicatief hulpmiddel om interessante relaties en parameters te vinden.

Er zijn multiple regressie modellen gemaakt door stapsgewijs factoren aan het model toe te voegen en na iedere stap te evalueren of het model nog verbeterd kan worden. In tabel 3.1 staan de beknopte resultaten van de modellen. Het is alleen mogelijk om een multiple regressie te draaien op het moment dat de volledige matrix gevuld is. Voor een groot aantal parameters was een dataset van 130 meetlocaties beschikbaar. Dit leverde een model op met een r2 van 0.27, wat aangeeft dat slechts zo'n 27% van de variatie verklaard kan worden met het model. Fout! Verwijzingsbron niet gevonden. laat hiervan de bijbehorende relatie zien.

Op het moment dat de visdata wordt toegevoegd neemt het aantal waarnemingen af naar 57, omdat de visdata voor slechts een klein deel van de dataset bekend zijn. Tegelijkertijd neemt hiermee de verklaarde variantie wat toe naar 53% (wat nog steeds vrij laag is). figuur 3.30 laat

de relatie zien van de multiple regressie waarbij ook de visdata gebruikt zijn. Opvallend is dat ondanks dat er visparameters zijn toegevoegd in de mogelijke parameters voor het model, deze niet worden toegevoegd aan het model. Dit wijst er op dat de verhoogde verklaarde variantie voornamelijk wordt veroorzaakt door de subset. In de grafiek is bijvoorbeeld ook te zien dat de hoogste waarde van gemiddeld twaalf kreeften per korf niet in de kleinere dataset zit.

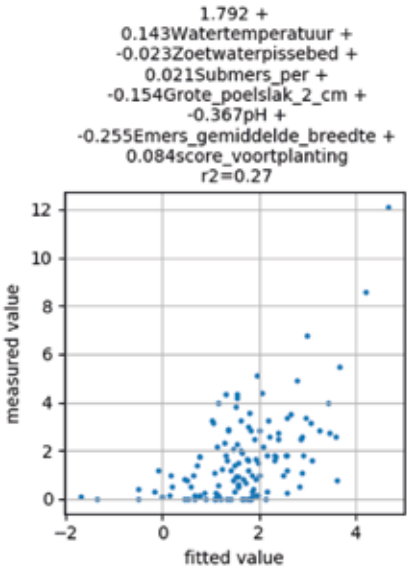
TABEL 3.1 **OVERZICHT RESULTATEN REGRESSIEMODELLEN**

	r^2 adjusted	aantal meetlocaties
kreeft/korf	0.27	130
kreeft/korf incl. vis	0.53	57

3.7.1 FACTORSELECTIE DOOR DE MODELLEN

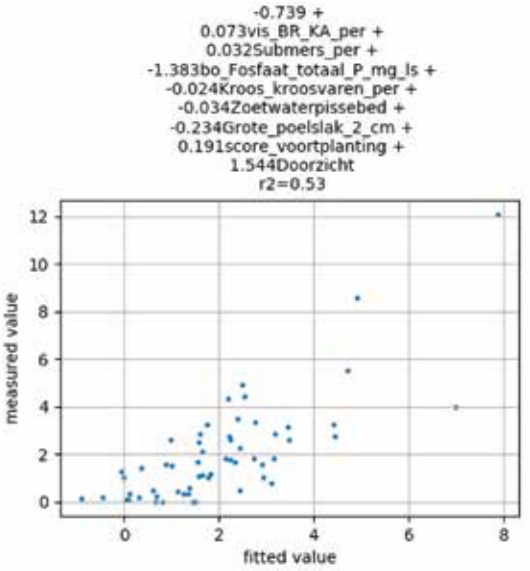
De multiple regressie modellen zelf zijn in feite niet de meest interessante informatie uit de regressie. Het gaat vooral om de factoren die worden geselecteerd om de kreeftendichtheid te verklaren. Voor het eerste model (gehele database; n = 130; r^2 = 0.27) zijn dit de factoren percentage submerse vegetatie, de watertemperatuur en de score voor voorplanting (allen met een positieve constante) en de gemiddelde breedte van de rietkraag, het aantal zoetwaterpissebedden en grote poelslakken en de pH (met een negatieve constante). Dit betekent dat des te hoger de watertemperatuur, schuilmogelijkheden en submerse vegetatie zijn des te hoger is de kreeftendichtheid, en des te breder de zone met rietvegetatie, de pH en het aantal zoetwaterpissebedden en grote poelslakken is des te lager is de kreeftendichtheid. Dit geeft dus een vergelijkbaar beeld met de grafieken die eerder in dit rapport zijn behandeld.

FIGUUR 3.29 **MULTIPLE LINEAIRE REGRESSIE VAN BEREKENDE KREEFTENVANGST (X-AS) VERSUS GEMETEN KREEFTENVANGSTEN (Y-AS)**



Voor de multiple regressie waarbij ook de vis is meegenomen, blijken de factoren percentage brasem + karper, score voortplanting en doorzicht als positieve factoren te zijn meegenomen, en zijn fosfaat in de bodem, kroosbedekking, het aantal zoetwaterpissebedden en grote poelslakken als negatieve factoren meegenomen. De relatie met eutrofiering lijkt logisch door het als eerste selecteren van brasem+karper.

FIGUUR 3.30 **MULTIPLE LINEAIRE REGRESSIE VAN BEREKENDE KREEFTENVANGST (X-AS) VERSUS GEMETEN KREEFTENVANGSTEN (Y-AS), WAARBIJ OOK DE VISDATA IS MEEGENOMEN**



AANVULLENDE RESULTATEN MULTIPLE REGRESSIES

Naast de eerder getoonde multiple regressies zijn er meer regressies uitgevoerd waarbij verschillende subsets zijn gemaakt en aanvullende informatie zoals oppervlaktewaterkwaliteit is meegenomen. Vanwege ontbrekende data levert dit een lager aantal waarnemingen op. In alle gevallen waren de uitkomsten vergelijkbaar met bovenstaande resultaten. Tabel 3.2 laat hiervan beknopt de resultaten zien. In deze tabel zijn de gestandaardiseerde coëfficiënten opgenomen voor de geselecteerde parameters. Gestandaardiseerd wil zeggen dat deze coëfficiënt is geschaald op een manier zodat deze onderling te vergelijken zijn. Hierdoor geven deze coëfficiënten inzicht in het relatieve belang van deze factor binnen de regressie.

In de tabel staan de uitkomsten voor de regressies voor de complete database, alleen de waarnemingen in sloten, voor de verschillende bodemtypes. Verder voor de database aangevuld met visdata en fysisch chemische waterkwaliteit (waardoor veel meetlocaties eruit vallen), en een aparte analyse op de data in het gebied van Waternet/AGV.

Hier komt een vergelijkbaar beeld uit als in de eerdere analyse: bedekking met submerse vegetatie, watertemperatuur en score voortplanting worden in veel modellen geselecteerd als belangrijke positieve indicatoren voor kreeftenvangsten. De gemiddelde breedte van de rietkraag wordt als een belangrijke negatieve indicator geselecteerd. Verder komt doorzicht er zowel positief als negatief uit, afhankelijk van de specifieke regressie. Op basis van de visdata wordt de specifieke indicator brasem+karper geselecteerd, zoals uit de eerdere analyse ook al bleek. Wanneer de database wordt verrijkt met fysisch chemische waterkwaliteitsdata wordt ook minimum zuurstofverzadigingspercentage geselecteerd door de stepwise regres-

sie. Verder worden er variabelen als het aantal zoetwaterpissebedden en grote poelslakken geselecteerd door het model.

TABEL 3.2 **OVERZICHT MET GESTANDAARDISEERDE COËFFICIËNTEN UIT DE MULTIPLE REGRESSIES VOOR DE VERSCHILLENDE SUBSETS UIT DE DATABASE. AANVULLEND ZIJN DE R^2 EN DE N WEERGEGEVEN VOOR DE REGRESSIEMODELLEN**

Parameter	Complete database	Sloten	Veen bodem	Zandige bodem	Kleiige bodem	+Visdata	Waternet	+Fys.chem. waterdata
r^2	0.27	0.31	0.25	0.37	0.24	0.52	0.36	0.44
N	130.00	73.00	71.00	64.00	55.00	57.00	35.00	39.00
submerse vegetatie (%)	0.29	0.29	0.19	0.46		0.45	0.39	0.51
watertemperatuur	0.22	0.29	0.37	0.31			0.36	0.24
zoetwaterpissebed	-0.25	-0.17		-0.27	-0.32	-0.28	-0.18	
score voortplanting	0.13	0.25	0.20	0.22		0.22	0.27	
grote poelslak	-0.21	-0.17	-0.20		-0.21	-0.24		
breedte rietkraag	-0.13	-0.17			-0.15			
brasem + karper (%)						0.379		
pH	-0.12				-0.19			
zicht / diepte ratio					-0.28			
Kroosvaren (%)					-0.17	-0.06		
minimum 02 %								0.21
Calcium bodem					0.17			
doorzicht						0.17		
fosfaat bodem						-0.073		
predatoren kleine kreeft			-0.17		0.46		-0.22	

Op basis van bovenstaande tabel blijkt dat de meeste regressies een vergelijkbaar beeld laten zien. Veel van de factoren uit de eerdere analyse worden geselecteerd en het teken van de coëfficiënten (+ of -) is verklaarbaar. Wel is de r^2 voor de meeste modellen laag tot zeer laag, dit wordt veroorzaakt door grote hoeveelheid ruis in de dataset. De geselecteerde factoren zijn echter wel geselecteerd op basis van een significante toename in de fit van het model. Het opsplitsen van de dataset in verschillende gebieden met mogelijk verschillende mechanismen/verklaringen voor de kreeftenvangsten biedt geen uitkomst om een betere verklaring te vinden. Veel variatie in de data kan niet worden verklaard door een of meerdere van de gemeten factoren.

In deze analyse is uitgegaan van een zo groot mogelijke dataset met zoveel mogelijk factoren. Veel van de factoren zijn echter gecorreleerd, waardoor mogelijk problemen met intercorrelatie ontstaan. Dit kan mogelijke leiden tot suboptimale modellen, waarbij door de selectie van een specifieke factor een andere factor niet geselecteerd wordt omdat deze een hoge correlatie met elkaar hebben. Ondanks dit mogelijke probleem zien we in de meeste gevallen dat de factoren die we in de eerdere analyse selecteerden als kansrijk ook hier uit de regressieanalyse komen.

In een uitgebreide studie van Maceda-Veiga *et al.* (2013) is onderzoek uitgevoerd naar de rol van milieufactoren in 325 locaties in Catalonië. Dit is op een vergelijkbare manier uitgevoerd

als deze studie met multiple regressie technieken. De aanwezigheid van kreeften werd in deze studie gerelateerd aan milieufactoren als geografische eigenschappen (hoogteligging, temperatuur, stroming), eutrofiering, alkaliniteit/pH en introductie van exotische vissoorten. Ook deze studie geeft nauwelijks aanknopingspunten of maatregelen om kreeftenbiomassa te verlagen of kreeften uit te roeien.

3.7.2 RESULTATEN MULTIPLE REGRESSIE OP PCA-ASSEN

In dit onderzoek gebruiken we de PCA-analyse vooral als controle op de multiple regressiemethode. De multiple regressiemethode, waarbij alle parameters worden ingevoegd, kunnen last hebben van intercorrelaties tussen de variabelen. Bij intercorrelatie is er sprake van een hoge correlatie tussen twee verklarende variabelen, waardoor de multiple regressie vermoedelijk kiest voor het toevoegen van één van de twee variabelen. In een vervolgstap wordt de tweede variabele vervolgens niet meer gekozen omdat deze nu in het model weinig meerwaarde heeft. Het kan zijn dat hierdoor een variabele met een hoge correlatie gekozen wordt terwijl het geen causaal verband laat zien, terwijl een tweede variabele (waarbij wel een causaal verband verwacht zou mogen worden) niet wordt toegevoegd aan het multiple regressiemodel omdat de intercorrelatie met de andere variabele dit voorkomt. Om bovenstaand probleem te omzeilen en een check op de eerdere multiple regressiemodellen uit te voeren, wordt de multiple regressie ook uitgevoerd op de PCA-assen. Aangezien de PCA-assen zijn geëxtraheerd waarbij orthogonaliteit (iedere nieuwe as moet haaks staan op de vorige) wordt geëist, is de kans op intercorrelatie tussen de PCA-assen nihil. Verder is het idee dat met de PCA-techniek meer informatie per PCA-as aanwezig is in vergelijking tot de variabelen zelf. Hierdoor zou het in theorie eenvoudiger moeten zijn om multiple regressiemodellen met een hogere verklarende variantie (lees hogere r^2) te kunnen maken.

Hieronder worden eerst beknopt de resultaten van de PCA analyse beschreven, daarna volgen de resultaten van analyse waarbij de PCA-assen zijn gebruikt als input voor de multiple regressies.

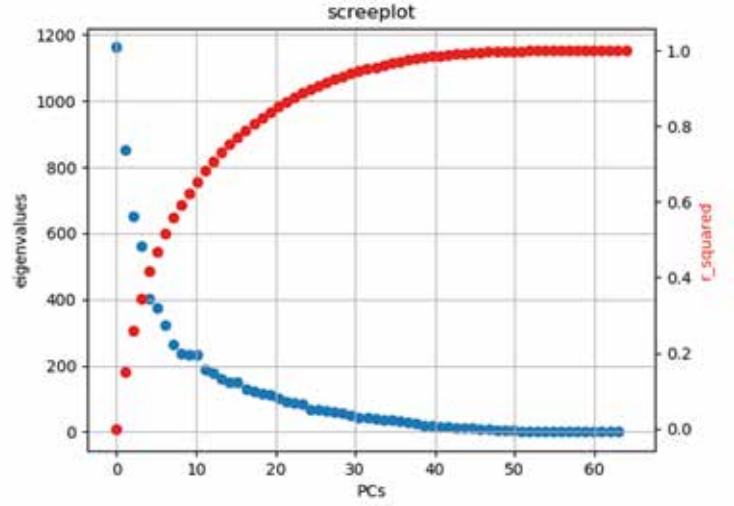
PCA-ANALYSE

De eerste vraag is hoeveel de PCA-assen verklaren. Dit wordt aan de hand van een scree-plot uitgelegd (*figuur 3.31*). Hierin staan de PCA-assen op de horizontale as, deze zijn genummerd aan de hand van de volgorde waarin ze zijn afgeleid (N.B. de nummering begint in deze grafiek bij 0 i.p.v. 1). Op de linker y-as is de eigenvalue (een maat voor de grootte van de afgeleide parameterruimte) weergegeven, en rechts de R^2 (een maat voor het totale percentage verklaarde variantie (cumulatief)). Hoe groter de eigenvalues, hoe groter de parameterruimte is die gebruikt wordt voor de as. Te zien is dat de eigenvalues afnemen bij elke volgende as die wordt toegevoegd en dat de verklaarde variantie toeneemt.

Om vervolgens te achterhalen of een bepaalde as relevant is, zijn er verschillende beoordelingsmethoden beschikbaar. Een eenvoudige methode is de regel dat een eigenvalue van een as groter moet zijn dan een eigenvalue van 1. Dit wil zeggen dat deze as meer verklaard dan een enkele variabele. Het is immers logisch om in ieder geval assen te gebruiken die meer zeggen dan een enkele variabele. In dit geval zijn de eigenvalues vooral in het begin erg groot. Op basis van deze selectiemethode zouden er veel assen gebruikt kunnen worden. Dit is echter strijdig met het concept van datareductie, omdat dan beter gewoon alle variabelen zelf gebruikt kunnen worden.

Een tweede methode is de 'scree plot' methode, waarbij er gekeken wordt naar het patroon van de scree plot, bijvoorbeeld naar knikken in de grafiek. In figuur 3.30 is een 'plateau' te zien tussen 7-10 assen. Op basis hiervan zou het logisch zijn om bijvoorbeeld de eerste 10 PCA-assen te gebruiken voor een vervolganalyse. Tegelijkertijd kan de verklaarde variantie afgelezen worden in de grafiek (rechter y-as). Wanneer er 10 assen gebruikt worden, wordt door deze assen samen ongeveer 65-70% van de variantie in de dataset verklaard. Het gaat hierbij om de variantie van de inputvariabelen die verklaard wordt en niet om een verklaring van bijvoorbeeld de kreeftenvangsten. Om tot een verklaarde variantie van 80% te komen zijn ongeveer 18 PCA-assen nodig.

FIGUUR 3.31 **SCREEPLOT VOOR STANDAARD DATASET. X-AS DE PCA-ASSEN (OP VOLGORDE VAN EXTRAHEREN) EN OP DE LINKER Y-AS (BLAUW) DE EIGENVALUES, DE RECHTER Y-AS DE CUMULATIEVE VERKLAARDE VARIANTIE (R^2)**



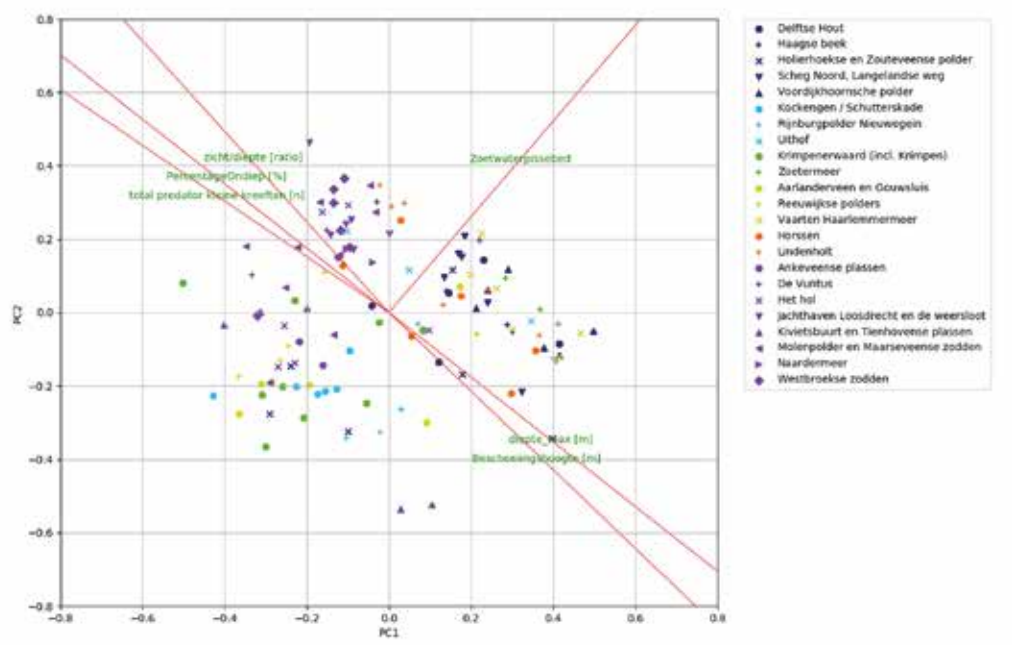
Op basis van bovenstaande analyse bekijken we de uitkomsten van de eerste assen in meer detail. In figuur 3.32 zijn de resultaten van de eerste twee PCA-assen grafisch weergegeven. Hierin zijn de locaties te zien met de kleurcodes. Enkele variabelen met een hoge correlatie met de PCA-assen zijn weergegeven als rode lijnen (de grootte van de lijnen is afhankelijk van de eigenvalues en vallen in dit geval ruim buiten de grafiek). Er is hierbij gekozen om niet alle variabelen te laten zien, maar alleen de variabelen met de hoogste correlaties met beide PCA-assen. Te zien is dat de locaties ruwweg clusteren op basis van locatie en waterschap. De locaties van Waternet (paars) clusteren bijvoorbeeld bij elkaar, afgezien van twee waarnemingen van Kivietsbuurt en Tienhovense plassen. Ook de groene punten van de Krimpenerwaard clusteren ongeveer bij elkaar. Tegelijkertijd is te zien dat er geen strikte scheidingen ontstaan tussen waterschappen of tussen gebieden: er is overlap in de eigenschappen. De verschillen tussen deze gebieden worden vooral gekenmerkt door zicht/diepte-ratio, percentage ondiep, aantallen predatoren van kleine kreeften en beschoeiingshoogte. Ook de aantallen zoetwaterpissebedden is blijkbaar een onderscheidende factor op deze assen.

Figuur 3.33 laat de uitkomsten van de PCA-assen 3 en 4 zien. Het onderscheid tussen locaties en waterschappen is hierin minder duidelijk. Wel is weer de tegenstelling tussen de gebieden van Waternet (paars) en Delfland (donkerblauw) te zien. Belangrijke variabelen die correleren met de geëxtraheerde assen zijn percentage ondiep, voedselbron kreeften, maximale diepte, beschoeiingshoogte, doorzicht en totaal aantal ongewervelden. Hier zit enige overlap in met de vorige assen. Figuur 3.34 laat de grafiek met de vijfde en zesde as zien. Dit beeld is verge-

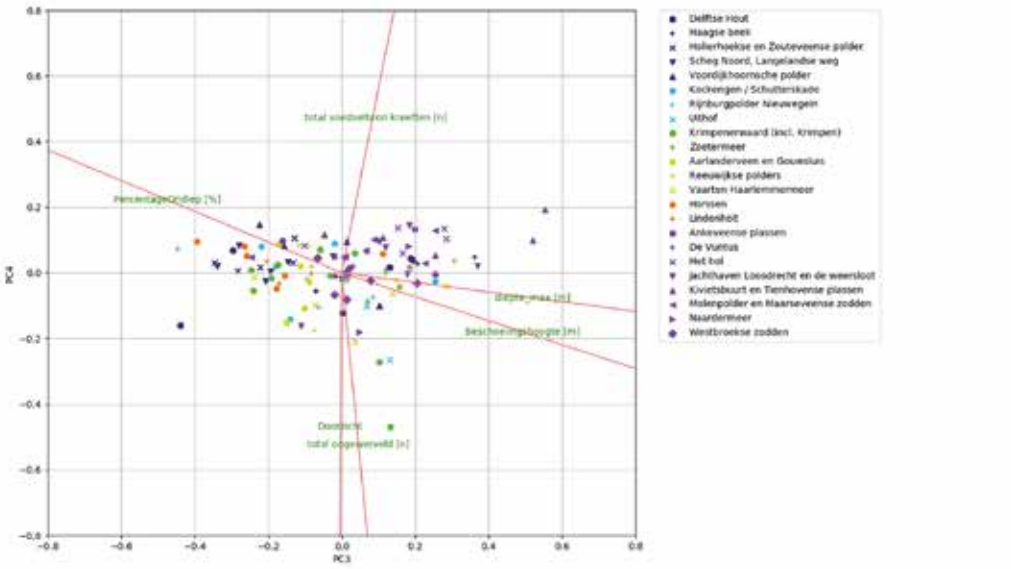
lijkbaar met de eerdere assen: de locaties en waterschappen overlappen, er zijn geen duidelijke clusters, maar wel enkele uitschieters te zien. Ook hier komen vergelijkbare variabelen naar voren met een hoge correlatie met de PCA-assen.

In totaal zijn er 63 assen geëxtraheerd, het is voor dit rapport ondoenlijk om al deze assen en uitkomsten te bespreken. Op basis van visuele inspectie zijn geen opvallende patronen waargenomen in de niet weergegeven assen.

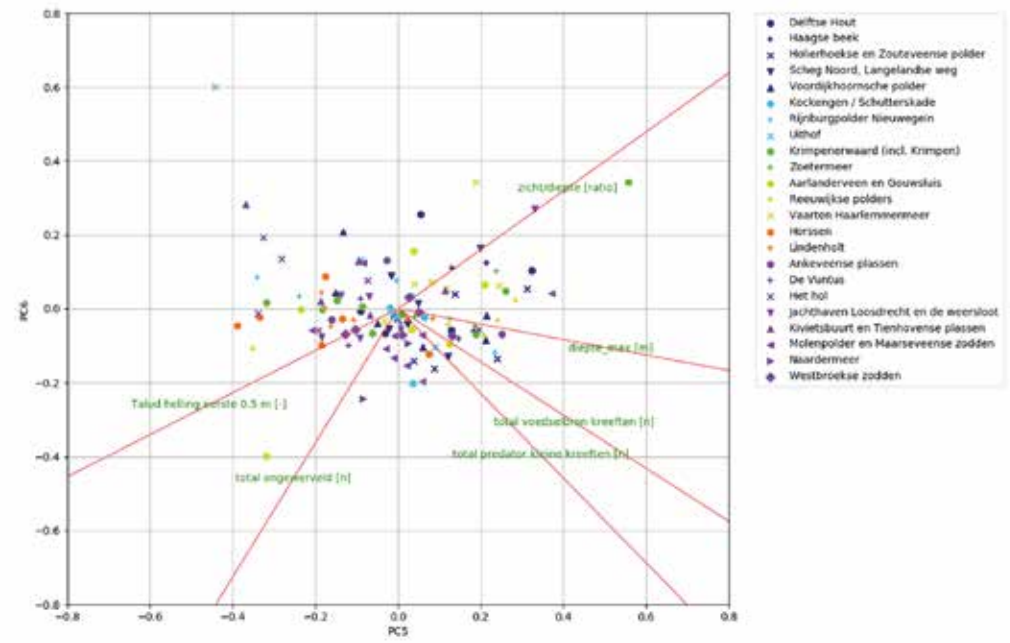
FIGUUR 3.32 **UITKOMSTEN VAN DE EERSTE TWEE PCA-ASSEN GRAFISCH WEERGEGEVEN. PCA-AS 1 STAAT OP DE X-AS, PCA-AS 2 STAAT OP DE Y-AS. DE LOCATIES ZIJN WEERGEGEVEN MET DE KLEURCODES; VARIABELEN DIE HOOG SCOREN OP DEZE ASSEN ZIJN WEERGEGEVEN MET LIJNEN**



FIGUUR 3.33 **UITKOMSTEN VAN DE DERDE EN VIERDE PCA-ASSEN GRAFISCH WEERGEGEVEN. PCA-AS 3 STAAT OP DE X-AS, PCA-AS 4 STAAT OP DE Y-AS. DE LOCATIES ZIJN WEERGEGEVEN MET DE KLEURCODES; VARIABELEN DIE HOOG SCOREN OP DEZE ASSEN ZIJN WEERGEGEVEN MET LIJNEN**



FIGUUR 3.34 **UITKOMSTEN VAN DE VIJFDE EN ZESDE PCA-ASSEN GRAFISCH WEERGEGEVEN. PCA-AS 5 STAAT OP DE X-AS, PCA-AS 6 STAAT OP DE Y-AS. DE LOCATIES ZIJN WEERGEGEVEN MET DE KLEURCODES; VARIABELEN DIE HOOG SCOREN OP DEZE ASSEN ZIJN WEERGEGEVEN MET LIJNEN**

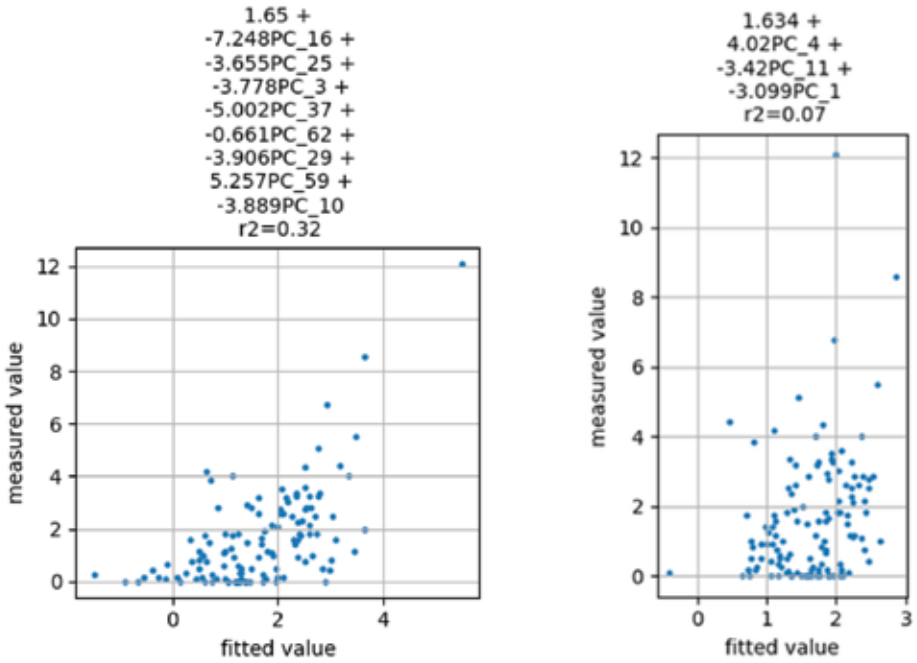


PCA ASSEN ALS INPUT VOOR MULTIPLE REGRESSIE

Vervolgens zijn de geëxtraheerde assen uit de PCA-analyse gebruikt als input voor een regressie-analyse. Deze analyse heeft dus als voordeel dat er onafhankelijke assen uit de inputdata gehaald zijn, waarbij bepaalde variabelen samengevoegd zijn tot PCA-assen met een hogere informatiedichtheid dan de oorspronkelijke losse variabelen.

Figuur 3.35 laat de resultaten van twee multiple regressies zien waarbij de PCA-analyse als input zijn gebruikt. Het toevoegen van alle geëxtraheerde assen (linker grafiek) levert een model op dat qua verklaarde variantie ($r^2 = 0.32$) vergelijkbaar is met eerder getoonde modellen. Ondanks het toevoegen van meerdere onafhankelijke assen en een hoge informatiedichtheid is het blijkbaar niet mogelijk om een beter (lineair) model te fitten op basis van deze dataset. Wanneer er alleen gebruik gemaakt wordt van de eerste 10 assen (geselecteerd op basis van de screeplots), dan is er slechts een verklaarde variantie van 0.07. Aangezien de resultaten op basis van PCA-assen vergelijkbaar zijn met de resultaten op basis van de individuele (milieu)factoren worden de tegenvallende verklaarde varianties niet veroorzaakt door intercorrelatie, maar door de 'ruis' die in de dataset aanwezig is.

FIGUUR 3.35 **MULTIPLE LINEAIRE REGRESSIE VAN BEREKENDE KREEFTENVANGST (X-AS) VERSUS GEMETEN KREEFTENVANGSTEN (Y-AS), MET DE PCA-ASSEN ALS INPUT. LINKER GRAFIEK MET ALLE GEËXTRAHEERDE ASSEN, RECHTER GRAFIEK MET ALLEEN DE EERSTE 10 ASSEN (OP BASIS VAN DE SCREENPLOT)**



4

SYNTHESE, HANDELINGSPERSPECTIEVEN EN AANBEVELINGEN

4.1 SYNTHESE

De afgelopen jaren is de aandacht voor uitheemse rivierkreeften sterk toegenomen in de Nederlandse natuur- en waterwereld. Dit komt doordat ze (a) vermoedelijk een negatief effect hebben op de waterkwaliteit en daarmee een potentieel risico vormen voor de doelen van de Kader Richtlijn Water (KRW) en Natura-2000, (b) waarschijnlijk tot extra baggeraanwas leiden, (c) vermoedelijk leiden tot verzakking van oevers en (d) in sommige gebieden effect lijken te hebben op de waterveiligheid. Een eenduidige bestrijdings- of beheermethode die toepasbaar is op de Nederlandse landschapsschaal ontbreekt echter helaas nog.

Hoewel de problemen steeds duidelijker worden, zijn er nog behoorlijk veel belangrijke vragen (gedeeltelijk) onbeantwoord, waardoor er niet goed gestuurd kan worden op de kreeftendichtheden in het Nederlandse landschap. Zo is nog niet goed duidelijk welke stuurfactoren bepalen waarom op bepaalde locaties veel uitheemse rivierkreeften zitten en op andere (nabijgelegen) locaties veel minder van deze kreeften aanwezig zijn. Het zijn juist deze stuurfactoren die water- en natuurbeheerders nieuwe handvatten kunnen gaan bieden voor toekomstige bestrijdings- en beheermaatregelen. Dit was de aanleiding voor de voorliggende verklarende studie naar het voorkomen van rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) in Nederlandse wateren, waarin getracht is om het verband tussen de kreeftendichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft en de habitatcondities beter in beeld te brengen.

Landelijke verschillen in kreeftendichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeft, zoals de hoge dichtheden in de Oostelijke Vechtplassen en lage dichtheden in de Wieden, worden vooralsnog waarschijnlijk veroorzaakt door kolonisatiepatronen. Op lokaal niveau zijn echter ook grote verschillen in dichtheden waargenomen, die op basis van een eerste analyse niet goed verklaard kunnen worden. Het is vooral nog onduidelijk waarom de kreeftendichtheid in sommige gevallen sterke verschillen vertoont tussen locaties die op slechts een paar honderd meter van elkaar liggen en in open verbinding met elkaar staan. Met het voorliggende onderzoek hebben we geprobeerd deze grote lokale verschillen te verklaren, waarbij vooral gebruik is gemaakt van kwantielregressies en multiple lineaire regressies. In onderstaande paragrafen wordt eerst ingegaan op de potentiële stuurfactoren die vooraf waren gedefinieerd. Vervolgens wordt in paragrafen 4.2 en 4.3 ingegaan op potentiële handelingsperspectieven en aanbevelingen.

4.1.1 WATERTEMPERATUUR

Zowel in de literatuur als in ons onderzoek blijkt watertemperatuur een effect te hebben op de waargenomen kreeftendichtheid, waarbij de kreeftendichtheid wat lijkt toe te nemen bij toenemende watertemperatuur. Ook in de multiple regressie komt de watertemperatuur als één van de positieve indicatoren voor hogere kreeftenvangsten. Het waargenomen verband wordt vooral veroorzaakt door (a) de lage kreeftendichtheden en watertemperatuur bij

de monsterpunten in de Haagse Beek (dat als proefgebied twee weken eerder is bemonsterd dan alle andere gebieden) en (b) enkele hoge kreeftendichtheden en watertemperaturen in Het Hol en de Ankeveense plassen (waar de verhoogde temperatuur aan het wateroppervlak vermoedelijk veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van hoge dichtheden aan waterplantexoten). Naast deze uitschieters aan de onder- en bovenzijde van de dataset is er geen duidelijk verband. Naast het genoemde temperatuureffect in het voorjaar, is het goed mogelijk dat klimaatverandering (en dan vooral het uitblijven van sterke vorst gedurende de winters) het afgelopen decennium heeft geleid tot een sterkere groei en verspreiding van de uitheemse rivierkreeften. Het voorliggende onderzoek kan hier echter geen uitsluitsel over geven.

4.1.2 VEGETATIESAMENSTELLING, DOORZICHT EN NUTRIËNTENHUISHOUDING

Alhoewel goed onderbouwde causale verbanden vaak ontbreken, wordt in de literatuur regelmatig aangegeven dat heldere, relatief voedselarme watersystemen met veel zichtjagers en waterplanten vermoedelijk robuuster zijn dan troebele, relatief voedselrijke watersystemen met weinig zichtjagers en waterplanten. In ons onderzoek is er echter geen duidelijk verband gevonden tussen de vegetatiebedekking en de kreeftendichtheid. De soort komt met lage en hoge dichtheden voor in zowel heldere en plantenrijke watersystemen als in troebele en algenrijke watersystemen. In tegenstelling tot eerdere verwachtingen is er zelfs een positief draagkrachteffect (significante 90 en 95%-kwantiellijnen) zichtbaar tussen de bedekking aan submerse vegetatie en de kreeftendichtheid: de draagkracht van rode Amerikaanse rivierkreeften lijkt groter te zijn wanneer er veel submerse vegetatie aanwezig is. Dit komt doordat er significant meer rode Amerikaanse rivierkreeften voorkomen op locaties die gedomineerd worden door submerse exotische waterplanten als waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid (die van oorsprong uit Noord-Amerika komen). Deze soorten kunnen gemakkelijk en snel uitgroeien vanuit afgeknipte kleine stengelfragmenten (van circa 1 cm) met meristemen (groeipunten), waardoor ze vermoedelijk beter om kunnen gaan met het knipgedrag van de rivierkreeften dan andere inheemse soorten als krabbenscheer en fonteinkruiden. Vervolgens zou de aanwezigheid van dichte vegetatiedekken weer een voordeel kunnen zijn voor de rode Amerikaanse kreeften, omdat er (a) extra voedsel aanwezig kan zijn op de vegetatie in de vorm van macrofauna (zoals slakken) en/of epifyton en (b) er meer schuilmogelijkheden zijn voor predatoren en knipgrage soortgenoten.

DOORZICHT

Aangezien de kreeftendichtheden niet lager blijken te zijn als de bedekking aan submerse vegetatie hoog is, is het niet verwonderlijk dat er in dit onderzoek (in tegenstelling tot verschillende eerder uitgevoerde studies) ook geen verband gevonden is tussen het doorzicht en de kreeftendichtheid. Ook als individuele soortgelijke en nabije gebieden met elkaar vergeleken worden is er in de meeste gevallen geen verband te vinden tussen het doorzicht of doorzicht/diepte-ratio enerzijds en de kreeftendichtheid anderzijds. Bij deze resultaten dient wel opgemerkt te worden dat het doorzicht is bepaald in het (vroege voorjaar) wanneer watersystemen vaak wat helderder zijn dan later in het groeiseizoen.

NUTRIËNTENHUISHOUDING

Evenals bij vegetatiebedekking en doorzicht, werd er vooraf verwacht dat er een verband zou zijn tussen de kreeftendichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft en de nutriëntenhuishouding van een gebied of locatie. De externe P-belasting van de gebieden geeft een zwakke aanwijzing dat een dergelijk draagkrachteffect inderdaad wel optreedt, aangezien de 90%-kwantiellijn tussen externe P-belasting en kreeftendichtheid significant afwijkt van

een horizontale lijn. Er zijn echter geen duidelijke conclusies te trekken omtrent dit verband, omdat (a) de externe P-belasting per gebied (en niet per meetlocatie) is opgegeven, (b) de externe P-belasting slechts voor 58 van de 138 meetlocaties is meegenomen en (c) de externe P-belasting eigenlijk vergeleken zou moeten worden met de lokale kritische P-belasting (die voor de meeste meetlocaties momenteel niet bekend is) omdat deze vergelijking pas echt een beeld geeft over de robuustheid van een watersysteem. Voordat over het effect van externe P-belasting meer geconcludeerd kan worden omtrent de kreeftendichtheden, dient de dataset dus te worden uitgebreid en verfijnd.

Dat een dergelijke uitbreiding van het onderzoek gewenst is, blijkt ook uit de resultaten van de totaal P-concentraties in het oppervlaktewater. Op basis van zomergemiddelde P-concentraties die de waterschappen de afgelopen jaren hebben gemeten nabij 45 van de 138 meetlocaties lijkt te volgen dat het verband tussen de nutriëntenhuishouding en de kreeftendichtheden niet zo simpel is. Onder hypertrofe condities lijkt de kreeftendichtheid namelijk weer af te nemen. We vermoeden dat dit te maken heeft met lage zuurstofconcentraties onder deze condities, maar het zou ook (mede) veroorzaakt kunnen worden door een afname van de perifyton beschikbaarheid wat direct en indirect (via minder macrofauna) kan leiden tot een beperktere voedselbeschikbaarheid voor rode Amerikaanse rivierkreeften.

4.1.3 ZUURSTOFHUISHOUDING

Verschillende resultaten uit ons onderzoek doen vermoeden dat de maximale kreeftendichtheid lager is als de zuurstofconcentratie van het oppervlaktewater gedurende het jaar (tijdelijk) laag is. Dit draagkrachteffect blijkt zowel direct uit de gemeten zuurstofconcentraties als indirect uit verschillende andere factoren die hieraan gerelateerd zijn. Zo is de maximale kreeftendichtheid significant lager bij vegetatiecategorieën die indiceren dat er regelmatig zuurstofloze condities voorkomen. Ook als gekeken wordt naar indicatieve soorten voor lage zuurstofbeschikbaarheid (zoetwaterpissebedden, grote poelslak, slijkvlieglarven en zuurstoftolerante vissen) is een soortgelijk verband te zien.

Het is overigens opvallend dat de laagste zuurstofverzadigingen optreden bij de laagste watertemperaturen. Het gaat hier mogelijk om kwellocaties, aangezien bij kwel kouder anaeroob (zuurstofloos) water omhoog komt. Vooralsnog gaat het om een hypothese die met aanvullende gegevens over kwelintensiteit gevalideerd zou moeten worden.

4.1.4 BASENHUISHOUDING

In de literatuur wordt aangegeven dat uitheemse rivierkreeften slecht tegen oppervlaktewater met een pH beneden de 5,5 kunnen, omdat het calcium-metabolisme van rivierkreeften dan verstoord wordt. In ons onderzoek was de gemeten pH echter altijd hoger dan 7,0. Er zaten dus geen zwakgebufferde systemen (zoals vennen) in onze dataset. Zowel in de bodem als het oppervlaktewater lieten de pH als de Ca-concentraties dan ook geen verband zien met de kreeftendichtheid.

4.1.5 GRAAF- EN SCHUILMOGELIJKHEDEN

Rivierkreeften maken gebruik van beschutting tegen predatie en kannibalisme, maar ook in geval van tijdelijke minder geschikte omstandigheden (zoals bij hoge temperaturen) kruipen kreeften graag weg. Schuilmogelijkheden van rivierkreeften zijn afhankelijk van natuurlijke schuilplaatsen, de mogelijkheid tot het graven van holen in oevers en de mogelijkheid om tijdelijk te kunnen schuilen in het sediment of de sliblaag. Ook submerse en emergente vegeta-

tie kan als beschutting dienen voor rode Amerikaanse rivierkreeften. Uit een geschiktheidsscore die op basis van een expertoordeel is opgesteld voor schuilmogelijkheden blijkt dat er een duidelijk draagkrachteffect is van deze score op de dichtheid aan rode Amerikaanse rivierkreeft. De individuele factoren waaruit de 'schuilscore' is opgebouwd (het substraat, het aandeel oever dat beschoeid is, de slibdikte en de bedekking met submerse vegetatie; *zie § 2.3.4*) vertonen op zichzelf overigens niet allemaal een duidelijk draagkrachteffect voor rode Amerikaanse rivierkreeft.

SUBSTRAAT EN ORGANISCH STOFGEHALTE

Zoals ook in literatuur wordt vermeld, is de aanwezigheid van organisch houdende bodems gunstig voor het voorkomen van rode Amerikaanse rivierkreeften. Dit komt vermoedelijk door de goede vergraafbaarheid van deze bodems in combinatie met een gunstige vochthuishouding. Alhoewel de kreeftendichtheid dus hoger kan zijn als de waterbodem relatief veel organisch materiaal bevat, komen de factoren slibdikte en oeversubstraat er in ons onderzoek niet uit als een bepalende factor, terwijl verscheidene bronnen aangeven dat rode Amerikaanse rivierkreeften liever niet in zandoevers graven. Vermoedelijk komt dit doordat organisch rijkere zandbodems (die redelijk veel in onze dataset zitten) nog genoeg structuur bieden voor gravende rode Amerikaanse rivierkreeften. Daarnaast is het instorten van gangen mogelijk een minder groot probleem voor rode Amerikaanse rivierkreeften dan men eerder veronderstelde.

VEGETATIE

Naast de schuilmogelijkheden die dominante, submerse vegetaties mogelijk bieden (*zie § 4.1.1*), kunnen rietkragen mogelijk ook invloed hebben op de dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft. Alhoewel er geen relatie gevonden is tussen de kreeftendichtheid en de bedekking van de emerse vegetatie, is er wel een indicatie dat de draagkracht voor rode Amerikaanse rivierkreeften beperkter is bij brede rietkragen (emerse zones). Het is goed mogelijk dat deze rivierkreeften moeilijker holen kunnen graven in dergelijke brede rietoevers met veel wortels van emerse vegetatie.

BESCHOEIING

De aanwezigheid van kademuren lijkt voor een lagere kreeftendichtheid te zorgen, alhoewel de relatie niet significant was vanwege het beperkte aantal locaties met kademuren. Andere beschoeiingen laten geen effecten zien op de kreeftendichtheid, waarbij wel de kanttekening geplaatst moet worden dat het veelal om houten beschoeiing gaat waarvan de staat niet goed in het veld bepaald kon worden. In de praktijk zijn dergelijke houten beschoeiingen vaak ondergraven of zitten er gaten of kieren tussen de palen die groot genoeg zijn voor kreeften om deze te gebruiken als schuilmogelijkheid.

4.1.6 VOEDSELWEBINTERACTIES

Er is weinig bekend over de predator-prooi relaties voor rode Amerikaanse rivierkreeft. Vooralsnog zijn in Nederland geen duidelijke signalen dat de populatiegrootte van volwassen rode Amerikaanse rivierkreeften sterk gedrukt worden door predatie. In deze studies zijn de onderzoeksmethodes wat betreft predatoren zeer grof geweest, waardoor zorgvuldig moet worden omgegaan met de interpretatie van de gegevens. Voor relevante vissen (snoek, snoekbaars, baars, Europese meerval, paling en karper) lijkt er geen verband te zijn met de kreeftendichtheid. Mogelijk is er wel sprake van een draagkrachteffect als naar de totale biomassa van deze vissoorten gezamenlijk wordt gekeken (waarbij er minder rode Amerikaanse

rivierkreeften zouden kunnen voorkomen als er een hoge biomassa aan prederende vissen is). Door het beperkte aantal meetlocaties voor deze vergelijking (63 van de 138) bleek het echter onmogelijk om een dergelijke draagkrachteffect statistisch te toetsen.

Op basis van een NDFF-inschatting van de aantallen van verschillende potentieel prederende vogels en vogelgroepen (reigerssoorten, ooievaar, aalscholver, grote meeuwen, futen, wilde eend en lepelaar) kwamen geen duidelijk verbanden tussen de vogeldichtheden en de kreeftendichtheid naar voren. Alleen voor reigers wordt er volgens de kwantiellijnen een draagkrachteffect waargenomen, waarbij het maximum aantal rode Amerikaanse rivierkreeften lager lijkt als er veel reigers in de omgeving aanwezig zijn. Geen van de bestudeerde zoogdieren (bruine rat, vos en otter) laat op basis van een NDFF-inschatting een verband zien met de kreeftendichtheid. Voor macrofauna is zowel voor de individuele soorten als voor de optelsom van de potentieel prederende macrofauna geen verband gevonden met de kreeftendichtheid.

4.1.7 BAGGER- EN OEVERBEHEER

Voorafgaand aan het voorliggende onderzoek werd verondersteld dat bagger- en oeverbeheer mogelijk invloed zouden hebben op de waargenomen lokale kreeftendichtheid. De beschikbare gegevens van de waterbeheerders (voor respectievelijk 58 en 31 van de 138 locaties) waren te beperkt en te onzeker om met zekerheid een verband met de kreeftendichtheid aan te tonen of uit te sluiten. Op basis van deze beschikbare gegevens is geen verband gevonden tussen de frequentie van het oever- en baggerbeheer en de kreeftendichtheid, maar dit kan dus pas echt uitgesloten worden als de dataset wordt vergroot.

4.2 HANDELINGSPERSPECTIEF

Op basis van de resultaten van dit onderzoek en bestaande literatuur blijkt dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een r-strateeg is met een hoge reproductie- en groeisnelheid, die kan voorkomen bij een brede milieurange voor veel potentiële stuurfactoren. Het is dan ook lastig om de verspreiding van rode Amerikaanse rivierkreeft in Nederland tegen te gaan. Veenweide- en laagveengebieden die veelal venige bodems bevatten, behoorlijk goed gebufferd zijn (met betrekking tot de pH) en in veel gevallen voldoende zuurstof in het oppervlaktewater bevatten, zijn geschikte leefgebieden voor de rode Amerikaanse rivierkreeft ook als er veel submerse vegetatie in de watersystemen staat. De oplopende watertemperaturen als gevolg van klimaatverandering helpen daar ook niet bij.

Het doel van het voorliggende onderzoek was om meer inzicht te krijgen in de sturende factoren die de kreeftendichtheid bepalen op lokaal niveau door de volgende vraag proberen te beantwoorden: ‘Waarom is de kreeftendichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft op de ene plek hoog, terwijl de soort op een nabijgelegen (goed bereikbare) andere plek veel lagere dichtheden heeft of zelfs afwezig is.’ We verwachtten namelijk dat dit inzicht zou kunnen leiden tot stuurfactoren die richting konden gaan geven aan potentiële maatregelpakketten, en daarmee handelingsperspectief zouden bieden voor gebieden die nu te maken hebben met hoge dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeft of daar in de toekomst waarschijnlijk mee te maken gaan krijgen.

In deze studie is gekeken naar abiotische (fysische) factoren en een aantal biotische factoren. Oftewel, stuurfactoren die gerelateerd zijn aan de habitatgeschiktheid. De handelingsperspectieven die hier worden benoemd, zijn dus gebaseerd op deze stuurfactoren. Daarnaast

zijn er ook potentiële maatregelen die niet gebaseerd zijn op de onderzochte stuurfactoren, te weten juridisch bestrijding via aangescherpte wetgeving voor invoer van rivierkreeften, mechanische bestrijding (wegvangen van rivierkreeften al dan niet in combinatie met biologische bestrijding door het toevoegen van predatoren, ziektes en/of castratie van gevangen mannetjes), chemische bestrijding (gebruik van biociden, pesticiden of feromonen) en fysieke bestrijding (elektrocuteren en afscherming) (onder andere Hyatt 2004; Roessink *et al.* 2009; Soes & Koese 2010; Stebbing *et al.* 2014; De Hoop *et al.* 2016; Lemmers *et al.* 2018; De Jong *et al.* 2019). Aangezien ons onderzoek geen houvast geeft voor een beoordeling van deze potentiële maatregelen, worden deze handelingsperspectieven buiten beschouwing gelaten.

Het grote verschil tussen kreeftendichtheden op nabijgelegen locaties is op basis van de resultaten van deze studie niet direct te verklaren. Wel volgen uit deze studie enkele mogelijke stuurfactoren:

1. de zuurstofhuishouding (minder kreeften bij een lage zuurstofbeschikbaarheid), waarbij er tevens aandacht dient te zijn voor de aanwezigheid van anaerobe (zuurstofloze) en koude kwel;
2. de externe P-belasting (de maximale kreeftendichtheid kan enigszins hoger zijn als de externe P-belasting hoger is);
3. het aantal schuilmogelijkheden, waarbij de volgende factoren een rol lijken te spelen:
    1. het organisch stofgehalte in de oevers (de draagkracht neemt af als er meer organische stof in de bodem zit);
    2. de aanwezigheid van harde, ondoordringbare oevers (minder kreeften bij hogere percentages beschoeiing met kademuur);
    3. de aanwezigheid van brede rietovers (de draagkracht is beperkter bij brede rietkragen);
    4. de aanwezigheid van uitheemse waterplanten (de kreeftendichtheid is hoger bij een hoge bedekking aan waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid).

Alle bovengenoemde stuurfactoren laten geen eenduidig ‘mooi’ lineair verband zien met de dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft. In alle gevallen gaat het om draagkrachteffecten, waarbij de maximale kreeftendichtheid lager wordt naarmate een stuurfactor toe- of afneemt. Wanneer een dergelijke stuurfactor echter in een toestand is die ‘gunstig’ is voor rivierkreeften, dan is de kreeftendichtheid niet gelijk automatisch (heel) hoog. Andere stuurfactoren kunnen er dan voor zorgen dat de dichtheid aan rode Amerikaanse rivierkreeft toch lager is. Doordat er geen duidelijke eenduidige (lineaire) verbanden zijn waargenomen, is het lastiger om scherpe handelingsperspectieven te definiëren. Hier komt bij dat een aantal van de bovengenoemde mogelijk stuurfactoren vooralsnog gebaseerd zijn op een relatief beperkte (en onvolledige) dataset.

We zien aanwijzingen dat de rode Amerikaanse rivierkreeft niet goed tegen lage zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater kan. Dit biedt echter weinig handelingsperspectief, omdat het voor water- en natuurbeheerders niet wenselijk is om op zuurstofloze condities te sturen. Dit heeft namelijk allerlei potentieel negatieve effecten voor de kwaliteit van het watersysteem. Mogelijk dat eco-hydrologisch herstel, waarbij koude en vaak behoorlijk zuurstofarme (anaerobe) kwel wordt aangevoerd, wel kan leiden tot watersystemen met minder hoge dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeft. Aangezien dit voor verschillende natuur- en waterkwaliteitsdoelen toch al gewenst is, kan hier sprake zijn van een win-win situatie. Voordat een dergelijk handelingsperspectief echt in beeld komt, dient deze kwelhypothese echter beter te worden onderbouwd.

Alhoewel het waargenomen draagkrachteffect van de externe P-belasting behoorlijk zwak is, waarbij de maximale kreeftendichtheid enigszins hoger lijkt te zijn als de externe P-belasting hoger is, biedt ook deze stuurfactor een potentieel interessant handelingsperspectief op. Het verlagen van de externe P-belasting is in veel watersystemen immers ook om andere reden interessant voor natuur- en waterkwaliteitsdoelen. Vooralsnog is het verband met de dichtheid aan rode Amerikaanse rivierkreeften echter te onzeker om echt actief met dit handelingsperspectief aan de slag te gaan, omdat (a) de externe P-belasting per gebied (en niet per meetlocatie) is opgegeven, (b) de externe P-belasting slechts voor 58 van de 138 meetlocaties is meegenomen en (c) de externe P-belasting eigenlijk vergeleken zou moeten worden met de lokale kritische P-belasting (die voor de meeste meetlocaties momenteel niet bekend is) om echt een beeld te krijgen van de robuustheid van de watersystemen. Hiervoor is aanvullend onderzoek nodig.

Ook de aanwezigheid van brede rietoevers lijkt een stuurfactor die perspectief heeft voor natuur- en waterbeheerders. Vaak zijn rietoevers gerelateerd aan natuurvriendelijke oevers (NVO's), die ontworpen zijn om een positief effect te hebben op de waterkwaliteit en de fauna in het systeem. De verwachting is dat de aanwezigheid van brede rietoevers een negatief effect heeft op de kreeftendichtheid, omdat het de vergraafbaarheid van de bodem vermindert.

Als laatste is een positieve relatie gevonden tussen de aanwezigheid van uitheemse waterplanten en hoge dichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeft. Dit kan door verschillende factoren komen, zoals de mogelijkheid om te schuilen tegen predatie of kannibalisme en de aanwezigheid van voedsel in de vorm van perifyton (en macrofauna die afhankelijk is van perifyton) en waterplanten zelf. In de praktijk biedt dit resultaat echter weinig handelingsperspectief. Natuurlijk willen de water- en natuurbeheerders minder uitheemse waterplanten als waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid in hun watersystemen, maar ook voor deze exoten zijn momenteel weinig effectieve beheermaatregelen beschikbaar.

4.3 AANBEVELINGEN

In de vorige paragraaf (*4.2 handelingsperspectieven*) zijn een aantal factoren benoemd die mogelijk sturend zijn voor de aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeft. Een aantal van deze mogelijke stuurfactoren is vooralsnog echter gebaseerd op een relatief beperkte (en onvolledige) dataset, waardoor concrete conclusies nu niet mogelijk zijn. Hieronder volgen de aanbevelingen voor de stuurfactoren waarvan op basis van dit onderzoek blijkt dat ze invloed hebben op dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft, of verwacht wordt dat dit zo is (aanbevelingen met een hoge prioriteit, vanwege hun ingeschatte kans op een positief handelingsperspectief, zijn specifiek aangegeven):

1. zuurstofhuishouding: om tot een handelingsperspectief te komen ten aanzien van zuurstofhuishouding is beter inzicht nodig in de invloed van koude zuurstofarme (anaerobe) kwel;
2. P en N (externe belasting, kritische belasting en concentraties; hoge prioriteit): de N-belasting kon niet worden meegenomen in onze analyse vanwege de beperkte databeschikbaarheid van deze variabele bij de waterschappen. Ook voor de P-belasting geldt dat de dataset moet worden uitgebreid en verfijnd voordat een goede interpretatie van de resultaten mogelijk is en meer geconcludeerd kan worden omtrent de kreeftendichtheden. Met verfijnd wordt bedoeld dat de externe P-belasting per meetlocatie in beeld gebracht zou moeten worden (want daar reageert het watersysteem inclusief de rivierkreeften immers op) en niet per gebied. Daarnaast is het relevant om inzicht te krijgen in de robuustheid van een watersys-

teem en de relatie met kreeftendichtheid. Hiervoor geldt dat de externe P-belasting eigenlijk vergeleken zou moeten worden met de lokale kritische P-belasting. De kritische P-belasting is momenteel echter voor de meeste meetlocaties niet bekend en zou dus berekend moeten worden;

3. het aantal schuilmogelijkheden op basis van onderstaande parameters:
   - het organisch stofgehalte in de oevers: laat nu een duidelijk verband zien wat niet nader onderzocht hoeft te worden;
   - oevertype (hoge prioriteit): de aanwezigheid van harde ondoordringbare oevers laat een verband zien, maar voor alle andere oevertypen is geen verband gevonden. Wel lijkt er een verband te zijn tussen de kreeftendichtheid en de breedte van rietoevers (emerse vegetatie), waarbij de maximale kreeftendichtheid lager is bij brede rietoevers. Mogelijk verminderd een brede rietkraag de vergraafbaarheid van de oever en de bodem, waardoor kreeften lastiger holen kunnen graven wanneer er veel wortels van emerse vegetatie aanwezig zijn. De invloed van dikke rietkragen met veel rietwortels en mogelijke andere emerse soorten is een interessante richting om verder te onderzoeken. Hierbij dienen ook NVO's expliciet te worden meegenomen, omdat de bedekking van (emerse) vegetatie hier hoog kan zijn en de aanleg van NVO's dus mogelijk een negatief effect heeft op de maximale kreeftendichtheid. Alhoewel een dergelijk verband tussen kreeftendichtheden en NVO's niet volgt uit ons onderzoek, blijkt uit recent onderzoek van Lemmers *et al.* (2019) dat het aantal kreeftengangen in NVO's significant lager is. Zij suggereren dat dit komt door de aanwezigheid van meer roofvissen bij de NVO's, maar meetresultaten die deze relatie met de kreeftendichtheid toetsen ontbreken nog. Voordat hier concreet handelingsperspectief uit komt, is meer inzicht nodig in deze relaties, waarbij de dichtheid aan gangen gekoppeld dient te worden aan onder andere gemeten kreeftendichtheden, gemeten dichtheden van roofvissen en metingen van worteldichtheden. Met betrekking tot de kreeftendichtheden dient dan ook onderzocht te worden of rode Amerikaanse rivierkreeften nabij rietkragen net zo makkelijk te vangen zijn met beaasde korven als langs strakke oevers, zodat eventuele meetfouten uitgesloten kunnen worden;
   - de aanwezigheid van uitheemse submerse waterplanten als waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid lijkt de draagkracht voor een watersysteem voor rode Amerikaanse rivierkreeften te vergroten. Het is echter nog onduidelijk of dit komt doordat er extra voedsel aanwezig is op de vegetatie in de vorm van macrofauna (zoals slakken) en epifyton, en/of dat de dichte vegetatie zorgt voor meer schuilmogelijkheden. Verder onderzoek in deze richting wordt aanbevolen, aangezien uitheemse (invasieve) waterplanten lokaal ook een probleem vormen. Het is daarbij van belang om te kijken of er maatregelen zijn waarmee beide exoten (waterplanten en rivierkreeften) in één keer een klap kan worden toegebracht, want op dit moment is voor beide exoten niet een effectieve en grootschalig toepasbare beheermaatregel beschikbaar terwijl de exoten elkaar wel lijken te versterken.

Naast deze potentiële stuurfactoren konden een aantal andere factoren in deze studie niet goed worden onderzocht door een slechte spreiding van waardes, of omdat de waterbeheerders onvoldoende informatie konden verschaffen over die specifieke parameter. Voor sommige van deze factoren wordt (in zekere mate) verwacht dat nader onderzoek nog een relatie met kreeftendichtheid kan opleveren. Voordat over het effect van deze factoren meer kan worden geconcludeerd omtrent de kreeftendichtheden, dient de dataset te worden uitgebreid en verfijnd. Hieronder worden die factoren benoemd (aanbevelingen met een hoge prioriteit, vanwege hun ingeschatte kans op een positief handelingsperspectief, zijn specifiek aangegeven):

1. wat betreft predatoren en prooi (voedselweb-interacties) was de meetmethode veelal te grof om duidelijke conclusies te trekken (hoge prioriteit). In Nederland zijn vooralsnog geen duidelijke signalen dat de populatiegrootte van volwassen rode Amerikaanse rivierkreeften sterk gedrukt worden door predatie, maar het kan ook niet geheel worden uitgesloten. Voor prederende vis is mogelijk sprake van een draagkrachteffect als naar de totale biomassa van deze vissoorten gezamenlijk wordt gekeken (waarbij er minder rode Amerikaanse rivierkreeften zouden kunnen voorkomen als er een hoge biomassa aan prederende vissen is). Door het beperkte aantal meetlocaties voor deze vergelijking (63 van de 138) bleek het echter onmogelijk om een dergelijke draagkrachteffect statistisch te toetsen. Voor potentieel prederende vogels en zoogdieren is in dit onderzoek gebruik gemaakt van NDFF-data. Dergelijke data is ongeschikt (niet verfijnd genoeg) om concrete conclusies te kunnen stellen over het effect van deze soorten. Hoewel wij weinig verwachten van deze potentiële predatoren, zou dit beter onderzocht kunnen worden door lokale tellingen van deze soorten te koppelen aan waargenomen kreeftendichtheden;
2. ook voor het bagger- en oeverbeheer was de gegevensbeschikbaarheid te beperkt of onzeker om met zekerheid een verband met de kreeftendichtheid aan te tonen of uit te sluiten (hoge prioriteit). Mogelijk dat bij gebruik van een complete dataset en/of een nauwkeurigere bepaling van het daadwerkelijke beheer toch sprake blijkt te zijn van een relatie tussen het beheer en de kreeftendichtheid, maar vooralsnog lijkt een dergelijk verband niet aanwezig te zijn;
3. voor factoren die gerelateerd zijn aan de basenhuishouding en saliniteit (pH, EGV en Ca- en Cl-concentraties in het oppervlaktewater), werd in deze studie geen significant verband gevonden met de kreeftendichtheid. Dit komt doordat we in dit onderzoek geen zwak gebufferde en brakke/zoute watersystemen hebben meegenomen. We weten echter dat rode Amerikaanse rivierkreeften niet voorkomen in zwak gebufferde watersystemen. Voor brakke en zoute watersystemen zijn er internationale artikelen die aangeven dat de soort ook in behoorlijk zoute condities (lagune van Venetië en Camargue) kan voorkomen. In Nederland wordt de soort echter niet waargenomen in zulke brakke watersystemen, maar het is duidelijk dat de soort behoorlijk zoute condities aankan;
4. in de voorliggende studie zijn geen volledige vegetatieopnames gemaakt, waardoor er geen relaties kunnen worden gelegd tussen de kreeftendichtheid en het voorkomen van individuele plantensoorten. Planten geven op soortniveau echter veel inzicht in het systeem en individuele soorten kunnen een impact hebben op een systeem als de soort gaat domineren. Voor de bovengenoemde vervolgonderzoeken wordt daarom aanbevolen om wel complete vegetatieopnames te maken.

4.3.1 ONDERDELEN DIE UIT HET CWS-ADVIES RONDOM UITHEEMSE RIVIERKREEFTEN KOMEN

In een bespreekdocument van de Unie van Waterschappen, dat is besproken door het CWS (de commissie Watersystemen), zijn verschillende onderzoeksbehoeften geformuleerd met betrekking tot uitheemse rivierkreeften. Dit overzicht is gemaakt door een diverse groep van waterbeheerders (ecologie, juridisch, waterkeringen), vertegenwoordigers van provincies, het ministerie van LNV, de NVWA en door een aantal kreeftenexperts. Hieronder wordt per onderzoeksvraag van het genoemde bespreekdocument aangegeven of het voorliggende onderzoek de vraag heeft beantwoord. Tevens wordt aangegeven of ons onderzoek meer richting kan geven aan eventueel vervolgonderzoek naar de bewuste onderzoeksvraag. Een deel van de vragen kan niet beantwoord worden op basis van deze studie. Een belangrijke reden hiervoor is dat voorliggende studie was opgestart voordat de lijst met onderzoeksvragen is opgesteld. Het betreft de vragen met de volgende nummers: 2, 4, 5, 6 tot en met 9, 10, 11b, 12, 13 en 16 tot en met 21.

OMVANG VAN HET PROBLEEM

1. Op welke manier en in hoeverre veroorzaken en/of volgen kreeften een slechte waterkwaliteit en achteruitgang van de ecologische waarden?
   ➔ advies op basis van deze studie: uit ons onderzoek blijkt duidelijk dat rode Amerikaanse rivierkreeften in principe zowel in troebele als heldere watersystemen hoge dichtheden kunnen bereiken. De specifieke onderzoeksvraag is echter lastig te beantwoorden op basis van het voorliggende onderzoek, omdat de studie een momentopname betreft. Monitoring (door de tijd) is de enige manier om de onderzoeksvraag echt te beantwoorden, waarbij vergelijkingen tussen populatiemodellen en de meetresultaten erg interessant zouden zijn om de modellen te verbeteren en daarmee betere voorspellingen te kunnen doen voor andere gebieden. Consequente tellingen in gebieden die net gekoloniseerd worden, zouden erg interessant zijn;
2. Voor hoeveel graverij zorgen rivierkreeften en wat doet dit met de stabiliteit van oevers en keringen? Bij welke gangendichtheid komt de stabiliteit van de oever of kering in gevaar?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie, omdat hierin geen gangen van kreeften zijn geteld;
3. Bij welk type oever of keringen (geometrie, waterstandswisselingen en bodemopbouw) komen rivierkreeften meer/minder voor?
   ➔ advies op basis van deze studie: om dit geheel te beantwoorden is meer onderzoek nodig. Uit deze studie komt een duidelijke voorkeur voor systemen met schuilmogelijkheden. Er is echter geen verband gevonden tussen dichtheden aan rode Amerikaanse rivierkreeften en verschillende soorten oevers, behalve dat volledig harde oevers (kademuren, damwanden) onaantrekkelijk zijn en oevers met een hoog organische stof gehalte aantrekkelijker. Tevens lijken oevers met brede rietkragen minder aantrekkelijk te zijn. Uit onderzoek van Lemmers *et al*. (2019) is gebleken dat uitheemse rivierkreeften significant minder gangen graven in NVO's. In ons onderzoek zijn er echter geen effecten gevonden op de kreeftendichtheden. Dit kan komen omdat er in de buurt heel vaak andere type oevers aanwezig zijn, die wel geschikt kunnen zijn. Verder onderzoek met een combinatie van kreeftendichtheden, gangdichtheden, oevertype, schuilmogelijkheden en de ruimtelijk beschikbaarheid daarvan kan beter inzicht geven in deze relaties. Dit sluit aan op onze aanbeveling omtrent aanvullend onderzoek naar schuilmogelijkheden;
4. Voor hoeveel baggeraanwas zorgen de rivierkreeften? En wat is het effect daarvan?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
5. Hoeveel economische schade veroorzaken uitheemse rivierkreeften? Is het kosteneffectief om kreeften te bestrijden?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.

WET- EN REGELGEVING EN BELEID

6. Hoe kunnen overheden actiever betrokken worden bij het bestrijden/beheersen van het probleem en hier meer zeggenschap over krijgen? Wat is de taak en zeggenschap van de waterbeheerders in dit dossier? Wie heeft de regie?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.
7. Wat is de taak en zeggenschap van provincies in dit dossier?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.

8. Is aanpassing van de Visserijwet v.w.b. uitheemse rivierkreeften wenselijk?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.
9. Hoe kan worden samengewerkt met andere partijen die visrechten verpachten om tot een gecoördineerde aanpak te komen? Welke andere partijen geven visrechten uit?
   ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.

MAATREGELEN

10. Hoe effectief is het om kreeften weg te vangen? Wat is het effect als je alleen grotere kreeften wegvangt? Wat is de kritische dichtheid van de kreeften waarbij de populatie beheersbaar is?
    ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
11. a. Hoe ziet een ecologisch robuust watersysteem, waarbij de populatie rivierkreeften in balans kan worden gehouden, eruit? Hoe kan het milieu kreeftonvriendelijk gemaakt worden?
    ➔ advies op basis van deze studie: stuurfactoren die op basis van de voorliggende studie handelingsperspectief bieden omdat ze de dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft zouden kunnen verlagen, zijn besproken in § 4.2. In sommige gevallen is nader onderzoek gewenst, omdat het voorliggende onderzoek om verschillende redenen niet alle relevante vragen kan beantwoorden (*zie deel 1 van § 4.3*);
    b. Welke biologische, genetische en fysieke bestrijdingsmiddelen zijn mogelijk en effectief in de praktijk?
    ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
12. Op welke manier kunnen beheerders in het veld een bijdrage leveren aan de monitoring of signalering van de uitheemse rivierkreeften?
    ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.

BIODIVERSITEIT, ECOLOGIE EN WATERKWALITEIT

13. Wat is het effect van uitheemse rivierkreeften op specifiek beschermde soorten?
    ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie, omdat niet specifiek naar beschermde soorten is gekeken;
14. Faciliteert de rivierkreeft de verspreiding van andere water gerelateerde exoten, zoals waterwaaier en vederkruid?
    ➔ advies op basis van deze studie: rode Amerikaanse rivierkreeft is in deze studie in een aantal gebieden in hoge dichtheden samen waargenomen met een hoge bedekking van een aantal uitheemse plantensoorten zoals waterwaaier en ongelijkbladig vederkruid. Oorzaak en gevolg zijn echter nog niet bekend en het is niet bekend of dit een fenomeen is wat vaker voorkomt. Verder onderzoek vergroot waarschijnlijk niet het handelingsperspectief (voor beide exoten is immers nog niet een effectieve beheerstrategie ontwikkeld die grootschalig kan worden toegepast), maar dit onderwerp is voor de Oostelijke Vechtplassen wel relevant omdat men hier in de basis van beide problemen af wil;
15. Hoe kunnen predator-prooi interacties aquatische ecosystemen meer weerbaar maken tegen rivierkreeften?
    ➔ advies op basis van deze studie: in de voorliggende studie is slechts in beperkte mate gekeken naar verbanden tussen aanwezigheid verschillende predatoren (bron: NDFF en visvangsten) en kreeftendichtheid. Door de gebruikte methodiek en/of de beperkte databeschikbaarheid kan niet uitgesloten worden dat hier geen relevante verbanden bestaan. De basis van deze gegevens is niet sterk en te onnauwkeurig om iets met zekerheid te concluderen.

Dit zou beter onderzocht kunnen worden door lokale tellingen van deze soorten te koppelen aan waargenomen kreeftendichtheden.

WEGVANGEN

16. Wat is het economisch belang van en wat zijn de kansen voor de beroepsvisserij?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
17. Wat zijn de kansen en risico's van wegvangen voor de waterbeheerders?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
18. Hoe kunnen kreeften met zo min mogelijk schade aan het ecosysteem gevangen worden?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
19. Welke visserijinspanning is nodig om een evenwicht in de kreeftenpopulatie te bereiken en vervolgens te handhaven? In welke mate kan commerciële visserij hier aan bijdragen?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
20. In welke typen watersysteem en in welk seizoen is wegvangen van kreeften een goede beheermaatregel?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie;
21. Is er politiek draagvlak om de mogelijkheid voor wegvangen te vergroten? Dus dat niet alleen beroepsvissers mogen bestrijden, maar ook anderen zoals muskusratbestrijders?
    - ➔ geen advies mogelijk op basis van deze studie.

5

LITERATUURLIJST

1. Alcorlo, P., Geiger, W. & Otero, M., 2004. Feeding preferences and food selection of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in habitats differing in food item diversity. Crustaceana, 435-453.
2. Angeler, D.G., Sanchez-Carrillo, S., Garcia, G. & Alvarez-Cobelas, M., 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. Hydrobiologia, 464: 89–98.
3. Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A. & Gherardi, F., 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. Biological Invasions, 12: 3817–3824.
4. Barbaresi, S., Tricarico, E. & Gherardi, F., 2004. Factors inducing the intense burrowing activity of the red-swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. Naturwissenschaften, 91: 342-345.
5. Beja, P.R., 1996. An analysis of *Otter Lutra lutra* Predation on Introduced American Crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. Journal of Applied Ecology, 33: 1156–1170.
6. Bell, H.J. & Syed, N.I., 2012. Control of breathing in invertebrate model systems. Comprehensive Physiology, 2: 1745-1766.
7. Bissattini, A.M., Traversetti, L., Bellavia, G. & Scalici, M., 2015. Tolerance of increasing water salinity in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). Journal of Crustacean Biology, 35: 682-685.
8. Blake, M.A. & Hart, P.J.B., 1993. The behavioural responses of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to stimuli from perch and eels. Freshwater Biology, 29: 89–97.
9. Boerkamp, A., Roessink, I., Van Giels, J. & Ottburg, F.G.W.A., 2012a. Onderzoek naar de effectiviteit van de combinatie van twee beheermaatregelen voor rode Amerikaanse rivierkreeften. De Amerikaanse rivierkreeft in het Veenweidegebied: Managementsamenvatting. Alterra, Wageningen.
10. Boerkamp, A., Gylstra, R., Van Emmerik, W., Heuts, P. & Ottburg, F.G.W.A., 2012b. Paling versus kreeften. Inzet roofvis bij aanpak exotische rivierkreeften. Visionair, 25: 25–27.
11. Bijkerk, R., 2014. Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Rapportnr. 2014 - 02, STOWA, Amersfoort.
12. Carol, J., Benejam, L., Benito, J. & García-Berthou, E., 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. Fundamental and Applied Limnology, 174: 317–328.
13. Casellato, S. & Masiero, L., 2011. Does *Procambarus Clarkii* (Girard, 1852) represent a threat for estuarine brackish ecosystems of northeastern Adriatic coast (Italy)? Journal of Life Sciences, 5: 549-554.
14. Correia, A.M., 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (*Crustacea, Cambaridae*) in a freshwater marsh (Portugal). Journal of Zoology, 255: 533–541.

15. Cusell, C., Van de Haterd, R., Kampen, J., De Jong, B., Grutters, B., Groen, M., Koese, B., Kooijman, A.M. & Rip, W., 2019. Voortgangsrapportage voor het project - Stimulering jonge verlanding tot nieuw trilveen: biobouwers en vraat. VBNE, Driebergen.
16. Czarnecki, M., Andrzejewski, W. & Mastyñski, J. 2003. The feeding selectivity of wels (*Silurus glanis L.*) in Lake Góreckie. Archives of Polish Fisheries, 11: 141–147.
17. De Jong, B., Bovend'aerde, L., Mandemakers, J., Van de Haterd, R., Kampen, J. & Cusell, C., 2019. Bureauonderzoek naar het effect van uitheemse rivierkreeften, andere grazers en biobouwers op de ontwikkeling van jonge verlanding met een doorkijk naar potentiële maatregelen. Rapportnr. 2019/OBN228-LZ, VBNE, Driebergen.
18. Dorn, N.J. & Volin, J.C., 2009. Resistance of crayfish (*Procambarus spp.*) populations to wetland drying depends on species and substrate. Journal of the North American Benthological Society, 28: 766-777.
19. Duarte,C., Montes, C., Agusti, S., Martino, P., Bernués, M. & Kalff, J.,1990. Biomasade macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España): importancia y factores ambientales que controlan su distribución. Limnetica, 6: 1-12.
20. D'Abramo, L.R., Ohs, C.L. & Elgarico, K.C., 2006. Effects of added substrate on production of red swamp crawfish, *Procambarus clarkii*, in earthen ponds without planted forage. Journal of the World Aquaculture Society, 37: 307-312.
21. Elvira, B., Nicola, G.G. & Almodovar, A., 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. Journal of Fish Biology, 48: 437–446.
22. Farnsworth-Lee, L.A. & Baker, A., 2000. Conceptual model of aquatic plant decay and ammonia toxicity for shallow lakes. Journal of environmental engineering, 126: 199-207.
23. Gannon, A.T., Demarco, V.G., Morris, T., Wheatly, M.G. & Kao, Y.H., 1999. Oxygen uptake, critical oxygen tension, and available oxygen for three species of cave crayfishes. Journal of Crustacean Biology, 19: 235-243.
24. Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanas, A. & Montes, C., 2005. Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. Biological Invasions, 7: 49-73.
25. Gherardi, F. & Acquistapace, P., 2007. Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology, 52: 1249-1259.
26. Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J. & Tricarico, E., 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic invasions, 73: 185–200.
27. Gil-Sanchez, J.M. & Alba-Tercedor, J., 2002. Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of the native species. Biological Conservation, 105: 75-80.
28. Gutiérrez-Yurrita, P.J. & Montes, C., 1998. Environmental factors controlling crayfish *Procambarus clarkii* activity in the Doñana National Park freshwater marsh (SW-Spain). Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, 120: 713-721.
29. Gutzmer, M.P. & Tomasso, J.R., 1985. Nitrite toxicity to the crayfish *Procambarus-clarkii*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 34: 369–376.
30. Gylstra, R., Du Bois, T., Koese, B. & Soes, D.M., 2016. Verspreiding van rivierkreeften en risico's voor baggeraanwas in het beheergebied van waterschap Rivierenland. H20-Online, 11 februari 2016.
31. Hansen, G.J.A., Hein, C.L., Roth, B.M., Vander Zanden, M.J., Gaeta, J.W., Latzka, A.W., Carpenter, S.R., 2013. Food web consequences of long-term invasive crayfish control. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 70: 1109-1122.
32. Heemskerk, P. & Koese, B., 2013. Aas of geen aas, wat maakt het uit? Kreeften nieuwsbrief, 4: 4-5.

33. Hein, C., Vander Zanden, M.J. & Magnuson, J.J., 2007. Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. Freshwater Biology, 52: 1134-1146.
34. 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.
35. Hirvonen, H., 1992. Effects of backswimmer (*Notonecta*) predation on crayfish (*Pacifastacus*) young: autotomyand behavioural responses. Annales Zoologici Fennici, 29: 261-271.
36. Ilhéu, M., Acquistapace, P., Benvenuto, C. & Gherardi, F., 2003. Shelter use of the Red-Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) in dry-season stream pools. Archiv für Hydrobiologie, 157: 535-546.
37. Jaarsma, N., Klinge, M. & Lamers, L.P.M., 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. Rapportnr. 2008-04, STOWA, Amersfoort.
38. Johansson, O. & Wedborg, M.,1980. The ammonia-Ammonium Equilibrium in seawater at temperatures between 5 and 25 0C. Journal of Solution Chemistry, 9: 37-44.
39. Kampen, J., 2019. Experiment beheer exotische rivierkreeften Molenpolder. ATKB.
40. King, R.S. & Richardson, C.J., 2007. Subsidy–stress response of macroinvertebrate community biomass to a phosphorus gradient in an oligotrophic wetland ecosystem. Journal of the North American Benthological Society, 26: 491-508.
41. Koese, B., 2011. De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft rond Kamerik en Kockengen in 2010. EIS-Nederland, Leiden.
42. Koese, B. & Evers, N., 2011. A national inventory of invasive freshwater crayfish in the Netherlands in 2010. Rapportnr. 2011-03, EIS-Nederland, Leiden.
43. Koese, B. & Soes, D.M., 2011. De Nederlandse rivierkreeften (*Astocoidea & Parastacoidea*). Nederlandse Faunistische mededelingen: Entomologische Tabellen 6. Nederlandse Entomologische Vereniging, NCB Naturalis & EIS-Nederland, Leiden.
44. Koese, B., Raaphorst, E., Heuts, P. & Kolff, E., 2011. Gravende rivierkreeften waar gaat het heen? De Levende Natuur, 112 (3): 120-123.
45. Koese, B. & Vos, J., 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. EIS-Nederland, Leiden.
46. Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H., & Taylor, B.E., 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase 1. Limnology and Oceanography, 31: 478-490.
47. Larimer, J.L. & Gold, A.H., 1961. Responses of the Crayfish, *Procambarus simulans*, to Respiratory Stress. Physiological Zoology, 34: 167-176.
48. Lemmers, P., Crombaghs, B.H.J.M. & Leuven, R.S.E.W., 2018. Invasieve exotische kreeften in het beheergebied van waterschap Rivierenland Verkenning van effecten, risico's en mogelijke aanpak. Projectnr. 17-238, Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.
49. Lemmers, P., Verhees, J., Van der Kroon, R. & Leuven, R.S.E.W., 2019. Minder uitheemse rivierkreeften in natuurvriendelijke oevers. H2O-online, December 2019.
50. Marceda-Veiga, A., De Sostoa, A. & Sanchez-Espada, S., 2013. Factors affecting the establishment of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda) in the Mediterranean rivers of the northeastern Iberian Peninsula. Hydrobiologia, 703: 33-45.
51. Marchi, M., Jørgensen, S.E., Bécares, E., Fernández-Aláez, C., Rodríguez, C., Fernández-Aláez, M. & Bastianoni, S., 2012. Effects of eutrophication and exotic crayfish on health status of two Spanish lakes: a joint application of ecological indicators. Ecological indicators, 20: 92-100.

52. Maltby, L., 1995. Sensitivity of the crustaceans *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia: observations and possible mechanisms. Water research, 29: 781-787.
53. Meineri, E., Rodrigez-Perez, H., Hilare, S. & Mesleard, F., 2014. Distribution and reproduction of *Procambarus clarkii* in relation to water management, salinity and habitat type in the Camargue. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems, 24: 3.
54. Menge, A. & Sutherland, J.P., 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. The American Naturalist, 110: 351-369.
55. Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A.J., Lebel, I., Pascal, M., Bouletreau, S. & Santoul, F., 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. Freshwater Biology, 60: 636–645.
56. NDFF, 2019. Verspreidingsgegevens van verscheidene soorten. Opgevraagd in augustus 2019.
57. NVWA, 2018. Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) Digitaal beschikbaar op: https://www.nvwa.nl/documenten/dier/dieren-in-de-natuur/exoten/risicobeoordelingen/factsheet-geknobbelde-amerikaanse-rivierkreeft.
58. Nyström, P.E.R., 2002. Ecology. In: Holdich, D (ed.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, Oxford.
59. Nyström, P.E.R., Brönmark, C. & Graneli, W., 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? Freshwater Biology, 36: 631-646.
60. Paulissen, M. & Verdonschot, P., 2007. Levensstrategieën van exoten in Nederlandse binnenwateren: Een verkennende studie. Alterra, Wageningen.
61. Peay, S., 2009. Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 3: 394–395.
62. Polis, G.A. & Holt, R.D., 1992. Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. Trends in ecology & evolution, 7: 151-154.
63. Rodriguez, C.F., Becares, E. & Fernandez-Alaez, M., 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.
64. Rodriguez, C.F., Becares, E., Fernandez-Alaez, M. & Fernández-Aláez, C., 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. Biological Invasions, 7: 75–85.
65. Roessink, I., Hudina, S. & Ottburg, F.G.W.A, 2009. Literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijding van twee invasieve soorten: de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectus virilis*). Rapportnr. 1923, Alterra, Wageningen.
66. Roessink, I., Gylstra, R., Heuts, P.G.M., Specken, B. & Ottburg, F., 2017. Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes. Aquatic Invasions, 12: 397-404.
67. Smart, A.C., Harper, D.M., Malaisse, F., Schmitz, S., Coley, S. & De Beauregard, A.C.G., 2002. Feeding of the exotic Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda), in an African tropical lake: Lake Naivasha, Kenya. In Lake Naivasha, Kenya (pp. 129-142). Springer, Dordrecht.
68. Söderbäck, B., 1994. Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. Oecologia, 100: 229–235.
69. Soes, D.M., 2018. Kennisdocument uitheemse rivierkreeften hoogheemraadschap van Rijnland. Rapportnr. 18-293, Bureau Waardenburg, Culemborg.
70. Soes, D.M. & Koese, B., 2010. Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis, Rapportnr. EIS2010-01, Bureau Waardenburg, Culemborg.

71. Sollie, S, Cusell, C., De Senerpont Domis, L., Mandemakers, J., Boon, S., Boonstra, M., Vermulst, C.-J., 2017. Zicht op Structuur. Rapportnr. 2017-2, STOWA, Amersfoort.
72. Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C. & Tricarico, E., 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. Limnologica, 58: 78-93.
73. STOWA, 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. Rapportnr. 2018-49, STOWA, Amersfoort.
74. Talling, J.F., 1976. The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. The Journal of Ecology, 64: 79-121.
75. Teurlincx, S., Pot, R., Bakker, L. & De Senerpont Domis, L., 2018. Ecologische Sleutelfactor Verwijdering. Rapportnr. 2018-26, STOWA, Amersfoort.
76. Van der Meulen, M., Vos, J., Verweij, W. & Kraak, M., 2009. Effecten van exotische rivierkreeften op de KRW-maatlatscores. H2O, 14-15: 41-43.
77. Van der Wal, J.E., Dorenbosch, M., Immers, A.K., Forteza, C.V., Geurts, J.J., Peeters, E.T. & Bakker, E.S., 2013. Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration. PLoS One, 8(10): e78579.
78. Van Dobben, H., Van Lamsma, J. & Kampf, H., 2017. Is de rode Amerikaanse rvierkreeft een ernstige bedreiging voor het veenweidegebied? De Levende Natuur, 118: 154-158.
79. Van Emmerik, W.A.M., 2010. Oriënterend onderzoek exotische rivierkreeften stadswateren Gouda. Projectnr. AVE2009005, Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
80. Verdonschot, R., Van Schalk, H. & Verdonschot, P., 2009. Effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de vegetatie en macrofauna van sloten. H2O, 20: 36-39.

BIJLAGE I

LIJST MEETLOCATIES MET X EN Y COÖRDINATEN

Waterbeheerder	Onderzoeksgebied	Meetlocatie	Datum bemonstering	X-begin	Y-begin	X-eind	Y-eind
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_1	20-5-2019	111525	459193	111556	459248
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_2	20-5-2019	111073	459594	111033	459622
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_3	20-5-2019	109334	461056	109329	460986
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_4	20-5-2019	108633	460520	108588	460499
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_5	20-5-2019	108356	460568	108393	460587
Rijnland	Aarlanderveen	Aarland_6	20-5-2019	106344	459053	106317	459018
Waternet	Ankeveense polder	Ank_2	27-5-2019	135151	475595	135193	475568
Waternet	Ankeveense polder	Ank_4	27-5-2019	132998	476732	133036	476713
Waternet	Ankeveense polder	Ank_5	27-5-2019	134894	475743	134930	475721
Waternet	Ankeveense polder	Ank_6	27-5-2019	135234	476155	135264	476166
Waternet	Gagelbos	Gagel_1	29-5-2019	136309	461313	136284	461284
Waternet	Gagelbos	Gagel_2	29-5-2019	135888	460443	135916	460479
Delfland	Haagse beek	Haag_2	16-4-2019	78921	455880	78955	455903
Delfland	Haagse beek	Haag_3	15-4-2019	79116	456043	79073	456011
Delfland	Haagse beek	Haag_4	16-4-2019	75137	453697	75170	453732
Delfland	Haagse beek	Haag_5	16-4-2019	76365	454328	76328	454292
Delfland	Haagse beek	Haag_7	15-4-2019	77833	455180	77879	455185
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_1	29-4-2019	106673	481968	106666	482017
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_2	29-4-2019	105411	477467	105449	477460
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_3	29-4-2019	103809	474469	103778	474503
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_4	29-4-2019	102771	474608	102765	474585
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_5	29-4-2019	103887	481687	103855	481653
Rijnland	Haarlemmermeer	Haarlem_6	29-4-2019	102828	477717	102793	477749
Waternet	Het Hol	Hol_1	15-5-2019	136046	469821	136093	469792
Waternet	Het Hol	Hol_2	15-5-2019	133586	469716	133634	469724
Waternet	Het Hol	Hol_3	15-5-2019	134012	469743	133964	469743
Waternet	Het Hol	Hol_4	15-5-2019	134033	470265	134075	470236
Waternet	Het Hol	Hol_5	15-5-2019	135494	470505	135442	470521
Waternet	Het Hol	Hol_6	15-5-2019	133565	470147	133525	470174
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_1	6-5-2019	81889	442824	81870	442872
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_2	6-5-2019	81763	443736	81746	443679
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_3	6-5-2019	82456	441171	82479	441124
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_4	6-5-2019	82039	439819	81999	439822
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_5	6-5-2019	82670	439758	82681	439799

Waterbeheerder	Onderzoeksgebied	Meetlocatie	Datum bemonstering	X-begin	Y-begin	X-eind	Y-eind
Delfland	Holierhoekse en Zouteveense polder	Holier_6	6-5-2019	82718	439803	82744	439761
Rivierenland	Horssen	Horss_2	13-5-2019	169402	428943	169449	428923
Rivierenland	Horssen	Horss_3	13-5-2019	168791	427568	168839	427567
Rivierenland	Horssen	Horss_4	13-5-2019	169600	427322	169640	427380
Rivierenland	Horssen	Horss_5	13-5-2019	170073	428334	170054	428295
Rivierenland	Horssen	Horss_7	13-5-2019	169988	430539	170036	430529
Rivierenland	Horssen	Horss_8	13-5-2019	172188	430658	172217	430622
Delfland	Delftse hout	Hout_1	23-4-2019	85945	447857	85973	447818
Delfland	Delftse hout	Hout_2	23-4-2019	86380	447702	86399	447666
Delfland	Delftse hout	Hout_3	23-4-2019	85796	447723	85759	447732
Delfland	Delftse hout	Hout_4	23-4-2019	86420	448707	86519	448733
Delfland	Delftse hout	Hout_5	23-4-2019	86304	448520	86263	448494
Delfland	Delftse hout	Hout_6	23-4-2019	87240	449703	87283	449681
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_1	22-5-2019	131526	464523	131497	464514
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_2	22-5-2019	131382	464597	131348	464588
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_3	22-5-2019	131252	465232	131223	465230
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_4	22-5-2019	134684	464605	134650	464593
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_5	22-5-2019	134656	464894	134682	464920
Waternet	Kievitsbuurt	Kiev_6	22-5-2019	134497	464698	134550	464712
HDSR	Kockengen	Kock_1	25-4-2019	126925	464012	126900	464053
HDSR	Kockengen	Kock_2	25-4-2019	127315	463481	127291	463522
HDSR	Kockengen	Kock_3	25-4-2019	127443	463321	127471	463303
HDSR	Kockengen	Kock_4	25-4-2019	124858	462833	124873	462792
HDSR	Kockengen	Kock_5	25-4-2019	125181	462405	125133	462387
HDSR	Kockengen	Kock_6	25-4-2019	126402	462571	126429	462531
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_1	29-5-2019	105018	438885	105055	438919
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_2	29-5-2019	102104	436381	102127	436364
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_3	2-5-2019	104635	440848	104656	440895
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_4	29-5-2019	107306	438124	107312	438182
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_5	2-5-2019	109283	445875	109243	445845
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_6	2-5-2019	111269	444676	111259	444629
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_7	2-5-2019	104442	440588	104488	440566
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_8	2-5-2019	111347	444755	111322	444726
HHSK	Krimpenerwaard	Krim_9	2-5-2019	110042	444260	110004	444230
Rivierenland	Lindenholt	Lind_1	14-5-2019	181711	426855	181757	426841
Rivierenland	Lindenholt	Lind_2	14-5-2019	182802	427446	182811	427477
Rivierenland	Lindenholt	Lind_3	14-5-2019	183058	424176	183063	424222
Rivierenland	Lindenholt	Lind_4	14-5-2019	183286	423899	183249	423895
Rivierenland	Lindenholt	Lind_5	14-5-2019	182333	424769	182301	424810
Rivierenland	Lindenholt	Lind_6	14-5-2019	182805	427448	183824	426546
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_1	23-5-2019	135352	468721	135327	468682
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_2	23-5-2019	135669	468182	135673	468194
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_3	23-5-2019	135663	467629	135664	467582
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_4	23-5-2019	137112	466475	137135	466423

Waterbeheerder	Onderzoeksgebied	Meetlocatie	Datum bemonstering	X-begin	Y-begin	X-eind	Y-eind
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_5	23-5-2019	136876	466335	136892	466283
Waternet	Jachthaven Loosdrecht	Loos_6	23-5-2019	136642	466156	136613	466151
Waternet	Molenpolder	Mol_1	8-5-2019	135421	461518	135444	461558
Waternet	Molenpolder	Mol_10	28-5-2019	133108	462171	133139	462138
Waternet	Molenpolder	Mol_12	28-5-2019	133304	462436	133336	462465
Waternet	Molenpolder	Mol_13	8-5-2019	135384	463366	135420	463405
Waternet	Molenpolder	Mol_2	8-5-2019	135413	463406	135380	463368
Waternet	Molenpolder	Mol_3	8-5-2019	136558	462697	136528	462661
Waternet	Molenpolder	Mol_4	8-5-2019	134890	462040	134879	462035
Waternet	Molenpolder	Mol_5	8-5-2019	134874	462240	134904	462260
Waternet	Molenpolder	Mol_6	29-5-2019	133821	462760	133817	462781
Waternet	Molenpolder	Mol_9	28-5-2019	133670	462768	133673	462766
Waternet	Naardermeer	Nmeer_2	30-4-2019	137717	477722	137701	477674
Waternet	Naardermeer	Nmeer_3	30-4-2019	138149	477676	138189	477645
Waternet	Naardermeer	Nmeer_5	30-4-2019	135503	480069	135482	480023
Waternet	Naardermeer	Nmeer_6	30-4-2019	135531	480203	135526	480221
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_1	21-5-2019	109209	455144	109164	455141
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_2	21-5-2019	108090	451326	108116	451288
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_3	21-5-2019	108383	452554	108339	452527
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_4	21-5-2019	107459	450638	107508	450622
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_5	21-5-2019	106783	453199	106774	453148
Rijnland	Reeuwijkse polder	Reeuw_6	21-5-2019	106340	450986	106349	451034
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_1	1-5-2019	134136	452240	134095	452244
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_2	1-5-2019	133021	451424	133076	451518
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_3	1-5-2019	134533	451434	134481	451458
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_4	1-5-2019	132053	450816	132095	450787
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_5	1-5-2019	132974	452669	132923	452685
HDSR	Rijnburgpolder Nieuwegein	Rijn_6	1-5-2019	133459	450657	133415	450682
Delfland	Scheg Noord	Scheg_1	7-5-2019	90169	450998	90158	450997
Delfland	Scheg Noord	Scheg_2	7-5-2019	89292	451814	89289	451790
Delfland	Scheg Noord	Scheg_3	7-5-2019	89834	450878	89872	450903
Delfland	Scheg Noord	Scheg_4	7-5-2019	88910	451824	88956	451829
Delfland	Scheg Noord	Scheg_5	7-5-2019	88469	451558	88434	451532
Delfland	Scheg Noord	Scheg_6	7-5-2019	88786	451780	88836	451816
HDSR	Uithof	Uithof_1	28-5-2019	140464	453868	140527	453859
HDSR	Uithof	Uithof_2	28-5-2019	139663	457838	139707	457822
HDSR	Uithof	Uithof_3	28-5-2019	139320	457773	139356	457756
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_1	24-4-2019	82324	448929	82363	448961

Waterbeheerder	Onderzoeksgebied	Meetlocatie	Datum bemonstering	X-begin	Y-begin	X-eind	Y-eind
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_2	24-4-2019	82326	448943	82300	448952
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_3	24-4-2019	83518	447309	83505	447267
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_4	24-4-2019	82633	446480	82669	446483
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_5	24-4-2019	82325	447289	82292	447265
Delfland	Voordijkhoornsche polder	Voordijk_6	24-4-2019	82355	446997	82397	446998
Waternet	De Vuntus	Vunt_1	16-5-2019	136468	469502	136491	469544
Waternet	De Vuntus	Vunt_2	16-5-2019	133635	469724	136127	469777
Waternet	De Vuntus	Vunt_3	16-5-2019	134590	469659	134550	469650
Waternet	De Vuntus	Vunt_4	16-5-2019	134915	469222	134947	469250
Waternet	De Vuntus	Vunt_5	16-5-2019	134768	469257	134782	469241
Waternet	De Vuntus	Vunt_6	16-5-2019	134293	469300	134310	469338
Waternet	Westbroekse zodden	West_1	9-5-2019	136710	463998	136745	464035
Waternet	Westbroekse zodden	West_2	9-5-2019	137826	465407	137795	465368
Waternet	Westbroekse zodden	West_3	9-5-2019	136675	463796	136646	463757
Waternet	Westbroekse zodden	West_4	9-5-2019	139143	465608	139120	465573
Waternet	Westbroekse zodden	West_5	9-5-2019	136964	462869	136995	462910
Waternet	Westbroekse zodden	West_6	9-5-2019	139116	465686	139090	465650
HHSK	Zoetermeer	Zoet_1	30-5-2019	94008	450809	93971	450831
HHSK	Zoetermeer	Zoet_2	30-5-2019	94300	450563	94309	450530
HHSK	Zoetermeer	Zoet_3	30-5-2019	93539	450043	93499	450084
HHSK	Zoetermeer	Zoet_4	30-5-2019	92925	450215	92936	450181
HHSK	Zoetermeer	Zoet_5	30-5-2019	91341	451235	91348	451276

BIJLAGE II

VELDWERKFORMULIER

Onderzoeksgebied			**Meetlocatie**		Datum
Tijd	Weer	Camera ☐ Lumix ☐ Fuji		Fotonr locatie	
☐ Daan ☐ Lucas ☐ Michiel ☐ Mitzi		☐ Multimeter ☐ Losse meters			
Begin X	Begin Y	Eind X	Eind Y		
eDNA nr.	eDNA vol. (ml)				
Doorzicht (m)	Tot bodem: ja / nee				
EGV(µS/cm)	O2 (mg/L)	pH	Watertemp (°C)		
Vertrapping (%) + soort		Bomen 10m opname kant: ja / nee		Schaduw (%)	
Bladinval: ja / nee		Bomen 10m overkant: ja / nee		Schaduw (%)	
Opmerking:					
Submers (%)					
Drijfblad (%)					
Emers (%)	Breedte	min. (m)	gem. (m)	max. (m)	
Kroos(varen) (%)					
Draadwier/flab (%)					

Biezenknoppen	Harig wilgenroosje	Rietgras
Draadzegge	Kleine lisdodde	Slangenwortel
Dotterbloem	Kleine egelskop	Snavelzegge
Grote waternavel	Kikkerbeet	Smalbladige fonteinkruiden
Gewone waternavel	Krabbescheer	Smalle waterpest
Grootbladige fonteinkruiden	Kranswier	Vederkruid
Grof hoornblad	Kalmoes	Veenwortel
Groot blaasjeskruid	Liesgras	Watermunt
Gewoon sterrenkroos	Moerasvaren	Waterwaaier
Gele plomp	Mattenbies	Watercrassula
Grote egelskop	Pitrus	Waterteunisbloem
Grote lisdodde	Pijlkruid	Watergentiaan
Gele lis	Pluimzegge	Waterdrieblad
Grote waterweegbree	Paddenrus	Witte waterlelie
Holpijp	Riet	Zwanebloem

Opmerkingen:

Libellen	Glazenmaker spec.	*Amfibieën*	De kleine watersalamander
	Overige libellenlarve		Bruine kikker
	Jufferlarve		Groene kikker spec.
Waterkevers	Tuimelaar		Gewone pad
	Geelgerande	*Vissen*	Vetje
	Grote spinnende watertor		Bittervoorn
Waterwants	Bootsmannetje		Zeelt
	Platte waterwants		Kleine modderkruiper
	Waterschorpioen		Blankvoorn
	Staafwants		Ruisvoorn
	Duikerwants		Driedoornige stekelbaars
Insecten overig	Slijkvlieglarven		Tiendoornige stekelbaars
Kreeftachtigen	Vlokreeften		Snoek
	Waterpissebedden	Overig	
Mollusken	Grote poelslak >2 cm		
	Posthoornslak >2 cm		

BIJLAGE III

MACROFAUNA MET VERDELING POTENTIËLE PREDATOR EN PROOI VAN KREEFTEN

TABEL III.1 **OVERZICHT VAN MACROFAUNA DIE IS GENOTEERD TIJDENS HET VELDWERK VAN DIT ONDERZOEK, MET DAARBIJ OF DE SOORT PREDEERT OP JUVENIELE RIVIERKREEFTEN EN OF DE SOORT EEN VOEDSELBRON IS VOOR RIVIERKREEFTEN (PERS. COMM. B. KOESE 23 AUGUSTUS 2019)**

Soort	Potentiële predator op juveniele rivierkreeft	Potentiële voedselbron voor rivierkreeft
glazenmaker spec. (*Aeshnidae spec.*)	ja	nee
overige libellenlarve (*Anisoptera spec.*)	ja	?
jufferlarve (*Zygpotera spec.*)	nee	?
tuimelaar (*Cybister lateralimarginalis*)	ja	nee
geelgerande watertor (*Dytiscus marginalis*)	ja	nee
grote spinnende watertor (*Hydrophilus piceus*)	nee	nee
overige kevers	nee	?
bootsmannetje (*Notonecta spec.*)	ja	nee
waterschorpioen (*Nepa cinerea*)	ja	?
platte waterwants (*Ilyocoris cimicoides*)	ja	nee
staafwants (*Rantatra linearis*)	ja	?
duikerwants (*CoriXidae spec.*)	nee	nee
slijkvlieglarven (*Sialis spec.*)	?	?
vlokreeften (*Gammaridae spec.*)	?	?
zoetwaterpissebed	nee	?
grote poelslak >2 cm	nee	ja
posthoornslak >2 cm	nee	ja
bloedzuiger	nee	?

BIJLAGE IV

GEHANTEERDE METHODES BODEMCHEMISCH ONDERZOEK

TABEL IV.1 **GEHANTEERDE METHODES VOOR BODEMCHEMISCH ONDERZOEK (EUROFINS ANALYTICO B.V.)**

Analyse	Methode	Techniek	Methode referentie
malen kookbeker (1kg)	W0101	voorbehandeling	eigen methode
droge Stof	W0104	gravimetrie	Cf. NEN-EN 15934 en cf. CMA 2/II/A.1
droge Stof	W0104	gravimetrie	Cf. NEN-EN 15934 en cf. CMA 2/II/A.1
organische stof (gloeiverlies)*	W0109	gravimetrie	Cf. NEN 5754
calcium (Ca)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
ijzer (Fe)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
kalium (K)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
magnesium (Mg)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
natrium (Na)	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
fosfor (P) totaal	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
zwavel (S) totaal	W0423	ICP-MS	Cf. NEN-EN-ISO 17294-2
stikstof (Totaal)	W0591	spectrometrie	NEN-EN 13342
stikstof (Kjeldahl)	W0591	spectrometrie	NEN-EN 13342
nitraat	W0566	Spectrometrie	eigen methode

* Het organische stof gehalte is gecorrigeerd voor het lutumgehalte van 5.4 % m/m (SIKB 3010 pb 3).

BIJLAGE V

VARIABELEN VOOR DATA-ANALYSE

TABEL V.1 VARIABELEN DIE ZIJN MEEGENOMEN IN DE STATISTISCHE ANALYSE

Variabele	Aantal meetlocaties met waarde (n)	Type variabele	Eenheid
gemiddelde kreeft/korf (n)	138	numeriek	(n)
talud helling eerste 0.5 m [-]	138	numeriek	[-]
percentage ondiep [%]	138	numeriek	[%]
beschoeiingshoogte [m]	138	numeriek	[m]
total ongewerveld [n]	138	numeriek	[n]
total predator kleine kreeften [n]	138	numeriek	[n]
total voedselbron kreeften [n]	138	numeriek	[n]
som bedekking watervegetatie [%]	138	numeriek	[%]
diepte_max [m]	138	numeriek	[m]
zicht/diepte [ratio]	138	numeriek	[ratio]
doorzicht	138	numeriek	[m]
EGV	138	numeriek	[µS/cm]
pH	138	numeriek	[-]
watertemperatuur	138	numeriek	[°C]
slibdikte (m)	138	numeriek	[m]
schaduw opnamekant	138	numeriek	[%]
submers (%)	138	numeriek	[%]
drijfblad (%)	138	numeriek	[%]
emers (%)	138	numeriek	[%]
kroos/kroosvaren (%)	138	numeriek	[%]
draad/darmwier/flab (%)	138	numeriek	[%]
emers gemiddelde breedte	138	numeriek	[m]
emers minimale breedte	138	numeriek	[m]
emers maximale breedte	138	numeriek	[m]
oppervlakte watergang (m^2)	138	numeriek	[m2]
bulk_density	134	numeriek	[g/ml]
beschoeiing oever (%)	138	numeriek	[%]
beschoeiing betonplaat (% van de oever)	138	numeriek	[%]
beschoeiing boomwortels (% van de oever)	138	numeriek	[%]
beschoeiing houten vooroever (% van de oever)	137	numeriek	[%]
beschoeiing kademuur (% van de oever)	138	numeriek	[%]
beschoeiing stortsteen (% van de oever)	138	numeriek	[%]
beschoeiing in het water hangende takken (% van de oever)	138	numeriek	[%]
beschoeiing puin op de bodem (% van de oever)	88	numeriek	[%]
P.clarkii missende scharen	138	numeriek	[aantal]
P.clarkii kleine scharen	138	numeriek	[aantal]
jufferlarve (*Zygpotera*)	138	numeriek	[aantal]

Variabele	Aantal meetlocaties met waarde (n)	Type variabele	Eenheid
bootsmannetje (*Notonecta spec.*)	138	numeriek	[aantal]
platte waterwants (*Ilyocoris cimicoides*)	138	numeriek	[aantal]
duikerwants (*CoriXidae spec.*)	138	numeriek	[aantal]
slijkvlieglarven (*Sialis spec.*)	138	numeriek	[aantal]
vlokreeften (*Gammaridae*)	138	numeriek	[aantal]
zoetwaterpissebed	138	numeriek	[aantal]
grote poelslak >2 cm	138	numeriek	[aantal]
posthoornslak >2 cm	138	numeriek	[aantal]
bloedzuiger	138	numeriek	[aantal]
bo_Kalium (K)	136	numeriek	[mg/kg ds]
bo_IJzer(Fe)	136	numeriek	[mg/kg ds]
bo_Organische stof	136	numeriek	[% (m/m) ds]
bo_Gloeirest	136	numeriek	[% (m/m) ds]
bo_Droge stof	136	numeriek	[% (m/m)]
bo_Fosfaat totaal (P)	135	numeriek	[g/kg ds]
bo_Zwavel (S)	136	numeriek	[g/kg ds]
bo_Magnesium (Mg)	136	numeriek	[mg/kg ds]
bo_Calcium (Ca)	136	numeriek	[mg/kg ds]
bo_Totaal Stikstof	136	numeriek	[g/kg ds]
bo_Totaal Stikstof_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bo_IJzer(Fe)_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bo_Fosfaat totaal (P)_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bo_Kalium (K)_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bo_Calcium (Ca)_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bo_Magnesium (Mg)_mg_ls	134	numeriek	[mg/l (soil)]
bodemtextuur oever	138	categorie	[categorie]
onderwater talud	137	categorie	[categorie]
bovenwatertalud	138	categorie	[categorie]
ondergraven?	85	categorie	[categorie]
oevertype	138	categorie	[categorie]
watertype	138	categorie	[categorie]
landgebruik	138	categorie	[categorie]
bladinval	138	categorie	[categorie]
oeververveg_RH	136	categorie	[categorie]
watervegcat_RH	136	categorie	[categorie]
eco_cat_water	126	categorie	[categorie]
eco_cat_combi	116	categorie	[categorie]
bodemtextuur_Rob	138	categorie	[categorie]
opp_CHLFa	16	numeriek	ug/l
opp_Ntot	53	numeriek	mg/l
opp_Nkj	61	numeriek	mg/l
opp_pH	65	numeriek	DIMSLS
opp_O2	64	numeriek	mg/l
opp_ZICHT	64	numeriek	m
opp_Ca	45	numeriek	mg/l

Variabele	Aantal meetlocaties met waarde (n)	Type variabele	Eenheid
opp_O2(%)	52	numeriek	%
opp_HCO3	46	numeriek	mg/l
opp_Cl	52	numeriek	mg/l
opp_Ptot	45	numeriek	mg/l
opp_PO4	43	numeriek	mg/l
opp_NO3	51	numeriek	mg/l
opp_NH4	52	numeriek	mg/l
opp_SO4	53	numeriek	mg/l
opp_GELDHD	49	numeriek	mS/m
opp_ZS	32	numeriek	mg/l
opp_K	8	numeriek	mg/l
opp_Mg	8	numeriek	mg/l
opp_O2(%)_MIN	52	numeriek	%
opp_O2_MIN	64	numeriek	mg/l
beheer_oever_frequentie [per jaar]	36	numeriek	[per jaar]
oever: tijd sinds beheer [jaar]	31	numeriek	[jaar]
beheer_bodem_freq[per jaar]	76	numeriek	[per jaar]
bodem: tijd sinds beheer [jaar]	58	numeriek	[jaar]
nutrienten P belasting [kg/ha/jr]	58	numeriek	[kg/ha/jr]
nutrienten N belasting [kg/ha/jr]	20	numeriek	[kg/ha/jr]
oppervlakte water vs. Omtrek oever (m^2/m)	133	numeriek	No unit found
oppervlakte rietkraag vs. totale wateropp (%)	125	numeriek	No unit found
score foerageren	138	numeriek	[0-10]
score schuilen	138	numeriek	[0-10]
score voortplanting	138	numeriek	[0-10]
score geschiktheid totaal	138	numeriek	[0-10]
vis_totaalgewicht [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_BR+KA [kg/ha]	63	numeriek	[kg/ha]
vis_BR+KA [%]	63	numeriek	[%]
vis_BA+BV [kg/ha]	63	numeriek	[kg/ha]
vis_Eurytopen [kg/ha]	63	numeriek	[kg/ha]
vis_BA+BV [%]	63	numeriek	[%]
vis_plantminnend [kg/ha]	63	numeriek	[kg/ha]
vis_plantminnend [%]	63	numeriek	[%]
vis_zuurstoftolerant [kg/ha]	63	numeriek	[kg/ha]
vis_zuurstoftoleranten [%]	63	numeriek	[%]
vis_Baars [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_Paling [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_Snoek [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_Snoekbaars [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_Totaal predatoren [kg]	63	numeriek	[kg]
vis_Karper [kg]	63	numeriek	[kg]
ndff_aalscholver	138	ordinaal	[categorie]
ndff_futen	138	ordinaal	[categorie]
ndff_vos	138	ordinaal	[categorie]

Variabele	Aantal meetlocaties met waarde (n)	Type variabele	Eenheid
ndff_snoekbaars	138	ordinaal	[categorie]
ndff_baars	138	ordinaal	[categorie]
ndff_lepelaar	138	ordinaal	[categorie]
ndff_bruine rat	138	ordinaal	[categorie]
ndff_ooievaar	138	ordinaal	[categorie]
ndff_otter	138	ordinaal	[categorie]
ndff_Kleine mantelmeeuw	138	ordinaal	[categorie]
ndff_reigers	138	ordinaal	[categorie]
ndff_paling	138	ordinaal	[categorie]
ndff_Zilvermeeuw	138	ordinaal	[categorie]
ndff_Europese meerval	138	ordinaal	[categorie]
ndff_meeuwen	138	ordinaal	[categorie]
ndff_wilde eend	138	ordinaal	[categorie]
ndff_snoek	138	ordinaal	[categorie]
schep_Rode Am. Rivierkreeft	138	numeriek	no unit found
schep_Gevlekte Am. rivierkreeft	137	numeriek	no unit found
schep_Geknobbelde Am. rivierkreeft	137	numeriek	no unit found
schep_Gestreepte Am. rivierkreeft	137	numeriek	no unit found
schep_Californische rivierkreeft	138	numeriek	no unit found

BIJLAGE VI

RESULTATEN LINEAIRE REGRESSIE EN KRUSKAL-WALLIS TOETS

TABEL VI.1 **RESULTATEN LINEAIRE REGRESSIE (NUMERIEKE VARIABELEN) EN KRUSKAL-WALLIS TOETS (CATEGORISCHE VARIABELEN). DE KOLOMNAMEN ZIJN GERELATEERD AAN DE KWANTIEL REGRESSIELIJNEN: Y = AX + B, WAARBIJ C0 = B, C1 = A EN P = SIGNIFICANTIE. DIT IS WAARGEGEVEN VOOR DE 50% KWANTIELREGRESSIELIJN (_50), DE 90% KWANTIELREGRESSIELIJN (_90) EN DE 95% KWANTIELREGRESSIELIJN (_95)**

Variabele	c0_50	c1_50	p_50	c0_90	c1_90	p_90	c0_95	c1_95	p_95
talud helling eerste 0.5 m [-]	1,36	-0,32	0,35	3,00	0,83	0,11	3,46	1,46	0,02
percentage ondiep [%]	1,42	0,00	0,48	4,17	-0,01	0,31	5,11	-0,01	0,55
beschoeiingshoogte [m]	1,29	-0,71	0,30	3,64	-0,28	0,76	4,25	1,67	0,20
total ongewerveld [n]	1,27	0,00	0,22	3,44	0,00	0,58	5,02	-0,01	0,81
total predator kleine kreeften [n]	1,10	0,01	0,47	3,49	0,01	0,83	4,33	0,00	0,93
total voedselbron kreeften [n]	1,25	-0,08	0,05	3,50	0,04	0,59	4,33	0,00	0,98
som bedekking watervegetatie [%]	1,00	0,00	0,58	3,84	0,00	0,64	4,30	0,00	0,91
diepte_max [m]	1,31	-0,37	0,52	3,00	0,83	0,44	4,29	0,10	0,95
zicht/diepte [ratio]	0,25	1,17	0,16	1,75	2,25	0,12	2,84	2,07	0,38
Doorzicht	0,94	0,48	0,50	2,99	1,31	0,37	3,67	1,67	0,45
EGV	1,94	0,00	0,06	4,57	0,00	0,17	5,64	0,00	0,24
pH	5,40	-0,50	0,07	10,19	-0,83	0,17	14,84	-1,25	0,29
watertemperatuur	-1,69	0,18	0,00	-1,18	0,31	0,09	0,26	0,28	0,22
slibdikte (m)	1,00	1,67	0,18	3,33	2,08	0,38	4,32	0,19	0,96
schaduw opnamekant	1,17	0,00	1,00	3,58	0,00	0,84	4,33	0,00	0,88
submers (%)	1,10	0,01	0,18	3,25	0,04	0,01	4,00	0,06	0,01
drijfblad (%)	1,17	0,00	0,64	4,00	-0,02	0,14	5,10	-0,03	0,22
emers (%)	0,88	0,01	0,15	3,84	0,00	0,68	5,10	-0,01	0,49
kroos/kroosvaren (%)	1,17	-0,03	0,06	3,58	-0,02	0,75	4,90	-0,03	0,85
draad/darmwier/flab (%)	1,31	-0,01	0,09	3,83	-0,01	0,43	4,92	-0,01	0,63
emers gemiddelde breedte	1,17	-0,02	0,93	3,86	-0,31	0,40	4,79	-0,46	0,48
emers minimale breedte	1,17	-0,02	0,95	3,63	-0,42	0,55	4,67	-0,83	0,53
emers maximale breedte	1,00	0,08	0,28	3,84	-0,06	0,72	5,00	-0,18	0,65
oppervlakte watergang (m2)	1,17	0,00	0,64	3,31	0,00	0,00	3,99	0,00	0,00
bulk_density	1,95	-1,08	0,01	4,26	-0,84	0,33	5,79	-1,60	0,17
beschoeiing oever (%)	1,50	-0,01	0,06	3,83	-0,01	0,18	4,92	-0,01	0,58
beschoeiing boomwortels (% van de oever)	1,10	0,02	0,05	3,50	0,01	0,75	4,42	-0,01	0,89
beschoeiing houten vooroever (% van de oever)	1,42	-0,01	0,07	3,77	-0,01	0,25	4,92	-0,01	0,69
beschoeiing kademuur (% van de oever)	1,33	-0,01	0,23	3,58	-0,03	0,09	4,42	-0,03	0,19
beschoeiing in het water hangende takken (% van de oever)	1,17	0,03	0,24	3,58	0,04	0,42	4,42	0,00	0,96
beschoeiing puin op de bodem (% van de oever)	1,67	0,01	0,32	4,00	0,00	0,90	4,92	-0,01	0,81
P.clarkii missende scharen	0,50	0,46	0,00	2,17	0,71	0,00	2,58	0,71	0,00

Variabele	c0_50	c1_50	p_50	c0_90	c1_90	p_90	c0_95	c1_95	p_95
P.clarkii kleine scharen	0,67	1,06	0,00	2,50	1,30	0,00	3,17	2,71	0,00
jufferlarve (*Zygpotera*)	1,00	0,02	0,38	3,62	-0,01	0,76	4,33	0,00	0,96
bootsmannetje (*Notonecta spec.*)	1,11	0,03	0,22	3,49	0,01	0,85	4,35	0,07	0,04
platte waterwants (*Ilyocoris cimicoides*)	1,17	-0,02	0,65	3,58	0,06	0,53	4,33	0,01	0,97
duikerwants (*CoriXidae spec.*)	0,96	0,03	0,00	3,46	0,01	0,66	4,42	0,00	0,95
slijkvlieglarven (*Sialis spec.*)	1,17	-0,03	0,63	3,83	-0,17	0,05	4,71	-0,24	0,32
vlokreeften (*Gammaridae*)	1,08	0,01	0,39	3,58	0,01	0,72	4,42	0,00	0,98
zoetwaterpissebed	1,42	-0,01	0,10	3,83	-0,03	0,06	4,42	-0,04	0,14
grote poelslak >2 cm	1,33	-0,17	0,01	3,58	-0,17	0,47	4,92	-0,24	0,17
posthoornslak >2 cm	1,17	-0,08	0,33	3,50	0,06	0,83	4,33	0,01	0,99
bloedzuiger	1,17	-0,02	0,56	3,58	-0,07	0,69	4,42	-0,09	0,79
bo_Kalium (K)	1,86	0,00	0,00	4,07	0,00	0,34	4,69	0,00	0,48
bo_IJzer(Fe)	1,63	0,00	0,07	3,50	0,00	0,86	4,32	0,00	0,79
bo_Organische stof	0,97	0,01	0,02	3,30	0,01	0,23	3,53	0,06	0,00
bo_Gloeirest	2,30	-0,01	0,03	4,56	-0,01	0,23	9,34	-0,06	0,00
bo_Droge stof	2,04	-0,01	0,03	4,37	-0,01	0,24	6,63	-0,04	0,00
bo_Fosfaat totaal (P)	1,55	-0,70	0,17	3,27	0,70	0,46	4,20	0,50	0,76
bo_Zwavel (S)	1,33	-0,02	0,17	3,59	-0,02	0,46	4,33	0,00	0,93
bo_Magnesium (Mg)	1,62	0,00	0,07	4,19	0,00	0,15	5,43	0,00	0,03
bo_Calcium (Ca)	1,30	0,00	0,70	3,90	0,00	0,38	5,09	0,00	0,56
bo_Totaal Stikstof	1,09	0,02	0,23	3,29	0,06	0,05	3,93	0,12	0,00
bo_Totaal Stikstof_mg_ls	1,17	0,00	1,00	2,94	0,54	0,01	3,18	0,79	0,00
bo_IJzer(Fe)_mg_ls	1,36	0,00	0,49	3,50	0,00	0,93	4,46	0,00	0,89
bo_Fosfaat totaal (P)_mg_ls	1,65	-1,21	0,21	3,47	0,40	0,86	4,37	0,77	0,81
bo_Kalium (K)_mg_ls	1,54	0,00	0,19	4,01	0,00	0,61	5,06	0,00	0,64
bo_Calcium (Ca)_mg_ls	1,18	0,00	0,77	3,90	0,00	0,46	4,97	0,00	0,78
bo_Magnesium (Mg)_mg_ls	1,43	0,00	0,34	4,09	0,00	0,33	5,01	0,00	0,54
opp_Ntot	2,03	-0,26	0,59	7,05	-1,19	0,32	11,77	-2,45	
opp_Nkj	0,69	0,49	0,21	4,16	0,10	0,87	11,79	-2,47	
opp_pH	6,34	-0,60	0,47	-8,59	1,61	0,16	-15,17	2,64	
opp_O2	3,04	-0,19	0,14	5,19	-0,15	0,06	2,39	0,38	
opp_ZICHT	1,29	0,39	0,74	2,96	2,90	0,21	1,70	7,87	
opp_Ca	4,81	-0,05	0,06	7,52	-0,06	0,33	12,63	-0,12	
opp_O2(%)	-1,79	0,04	0,19	-10,70	0,19	0,00	-7,37	0,16	
opp_HCO3	3,24	-0,01	0,09	6,94	-0,01	0,26	11,47	-0,03	
opp_Cl	2,57	-0,02	0,17	4,27	0,00	0,89	3,82	0,04	
opp_Ptot	2,31	-4,71	0,02	5,58	-1,47	0,90	8,89	-5,65	
opp_PO4	2,29	-6,00	0,01	5,51	-1,68	0,89	8,62	-6,47	
opp_NO3	1,89	-1,15	0,43	5,40	-4,31	0,25	7,26	-6,46	
opp_NH4	2,83	-11,98	0,02	6,76	-21,28	0,06	9,69	-34,19	
opp_SO4	2,49	-0,03	0,02	6,06	-0,04	0,23	9,80	-0,08	
opp_GELDHD	3,64	-0,04	0,04	8,91	-0,09	0,05	14,52	-0,16	
opp_ZS	3,08	-0,05	0,34	10,23	-0,20		10,52	-0,21	
opp_O2(%)_MIN	-0,13	0,03	0,10	-0,03	0,08	0,11	0,11	0,11	
opp_O2_MIN	0,11	0,29	0,10	0,26	0,75	0,04	3,91	0,51	
beheer_oever_frequentie [per jaar]	0,15	0,37	0,20	1,73	0,37		2,03	0,28	

Variabele	c0_50	c1_50	p_50	c0_90	c1_90	p_90	c0_95	c1_95	p_95
oever: tijd sinds beheer [jaar]	0,22	0,15	0,10	1,83	0,10		2,09	0,07	
beheer_bodem_freq[per jaar]	1,07	-0,53	0,10	3,32	-0,74	0,16	4,19	-0,19	
bodem: tijd sinds beheer [jaar]	0,40	0,13	0,05	3,32	-0,04	0,79	4,67	-0,17	
nutrienten P belasting [kg/ha/jr]	0,70	0,04	0,31	3,14	0,08	0,03	7,04	-0,08	
oppervlakte water vs. Omtrek oever (m^2/m)	1,17	0,00	0,77	3,07	0,06	0,03	3,75	0,10	0,03
oppervlakte rietkraag vs. totale wateropp (%)	1,00	0,01	0,31	3,59	-0,01	0,73	4,52	-0,01	0,56
score foerageren	1,44	-0,06	0,49	3,63	-0,02	0,90	4,30	0,01	0,95
score schuilen	0,28	0,22	0,01	1,54	0,55	0,00	1,44	0,64	0,00
score voortplanting	0,29	0,15	0,01	2,08	0,21	0,08	2,19	0,32	0,02
score geschiktheid totaal	-0,35	0,30	0,00	1,37	0,43	0,07	2,37	0,40	0,21
vis_totaalgewicht [kg]	1,78	0,00	0,62	4,64	0,00	0,11	6,24	-0,01	
vis_BR+KA [kg/ha]	1,67	0,00	0,88	4,42	-0,01	0,16	5,03	-0,01	
vis_BR+KA [%]	1,56	0,05	0,05	3,45	0,17	0,00	4,91	0,14	
vis_BA+BV [kg/ha]	1,67	0,00	0,67	3,24	0,01	0,00	4,24	0,02	
vis_Eurytopen [kg/ha]	1,90	0,00	0,48	4,57	0,00	0,02	6,15	-0,01	
vis_BA+BV [%]	1,55	0,13	0,03	3,40	0,48	0,00	4,71	0,40	
vis_plantminnend [kg/ha]	1,85	0,00	0,47	4,96	-0,01	0,26	6,09	-0,02	
vis_plantminnend [%]	1,57	0,06	0,03	3,34	0,31	0,00	4,81	0,26	
vis_zuurstoftolerant [kg/ha]	1,83	-0,01	0,23	4,60	-0,02	0,41	5,55	-0,03	
vis_zuurstoftoleranten [%]	1,52	0,44	0,05	3,34	1,57	0,00	4,79	1,31	
vis_Baars [kg]	1,68	-0,01	0,53	4,00	0,01	0,35	5,99	-0,03	
vis_Paling [kg]	1,58	0,02	0,85	4,33	-0,07	0,87	5,50	-0,15	
vis_Snoek [kg]	1,42	0,00	0,58	4,52	-0,01	0,60	5,91	-0,02	
vis_Snoekbaars [kg]	1,83	-0,08	0,14	4,33	-0,19	0,08	5,50	-0,25	
vis_Totaal predatoren [kg]	1,70	0,00	0,72	4,71	-0,01	0,36	6,41	-0,02	
vis_Karper [kg]	1,67	0,00	0,75	4,33	-0,02	0,41	5,50	-0,03	
ndff_aalscholver	1,62	-0,22	0,36	2,79	0,54	0,18	2,04	1,53	0,00
ndff_futen	0,42	0,50	0,06	2,50	0,75	0,04	2,07	1,52	0,00
ndff_vos	0,83	0,17	0,37	2,83	0,50	0,11	3,23	0,93	0,02
ndff_snoekbaars	1,33	-0,17	0,53	3,33	0,50	0,30	4,33	0,38	0,67
ndff_baars	0,17	0,50	0,01	2,58	0,58	0,12	2,12	1,12	0,01
ndff_lepelaar	0,58	0,33	0,11	3,29	0,29	0,54	4,29	0,04	0,95
ndff_bruine rat	2,50	-0,67	0,00	3,76	-0,09	0,86	4,31	0,03	0,96
ndff_ooievaar	0,75	0,25	0,25	2,79	0,46	0,21	3,29	0,54	0,15
ndff_otter	1,17	0,08	0,65	3,58	-0,04	0,90	4,33	1,21	0,04
ndff_Kleine mantelmeeuw	1,71	-0,29	0,12	3,83	-0,28	0,51	5,29	-0,38	0,69
ndff_reigers	0,50	0,33	0,19	5,10	-0,63	0,21	8,08	-1,58	0,04
ndff_paling	0,92	0,25	0,20	2,92	0,86	0,10	3,25	1,17	0,07
ndff_Zilvermeeuw	1,83	-0,33	0,10	4,13	-0,29	0,47	6,46	-0,96	0,15
ndff_Europese meerval	1,17	-0,10	0,79	3,58	-0,88	0,25	4,42	-1,29	0,31
ndff_meeuwen	2,01	-0,51	0,15	4,87	-1,29	0,01	5,67	-0,75	0,52
ndff_wilde eend	2,33	-0,50	0,05	2,79	0,46	0,25	3,95	0,38	0,44
ndff_snoek	1,92	-0,50	0,07	3,83	-0,25	0,52	5,87	-0,77	0,35

BIJLAGE VII

RESULTATEN NIET LINEAIRE REGRESSIES

TABEL VII.1 **UITKOMSTEN VAN DE LINEAIRE EN NIET LINEAIRE REGRESSIES. WEERGEGEVEN WAARDEN ZIJN P-WAARDEN, DE SIGNIFICANTE P-WAARDEN ZIJN IN ROOD WEERGEGEVEN. VOOR DE NIET-LINEAIRE REGRESSIES ZIJN DE GRAFIEKEN MET SIGNIFICANTE P-WAARDEN VISUEEL BEOORDEELD OF DIT TERECHT IS. WANNEER DIT NIET TERECHT IS IS DEZE ZWART GEKLEURD**

	lineair			**exponentieel**	**logaritmisch**	**quadratisch**
	p_50	p_90	p_95	p	p	p
beheer_bodem_freq[per jaar]	0.101	0.000		1.000	1.000	0.014
beheer_oever_frequentie [per jaar]	0.201			1.000	0.956	0.758
Beschoeiing boomwortels (% van de oever)	0.445	0.984	0.913	0.000		0.637
Beschoeiing houten vooroever (% van de oever)	0.155	0.480	0.862	0.000	0.985	0.925
Beschoeiing in het water hangende takken (% van de oever)	0.118	0.216	0.812	0.952		0.229
Beschoeiing oever (%)	0.272	0.099	0.170	0.000	0.957	0.815
Beschoeiing kademuur (% van de oever)	0.105	0.008	0.862		0.886	0.439
Beschoeiing puin op de bodem (% van de oever)	0.144	0.915	0.877	0.000	1.000	
Beschoeiingshoogte [m]	0.357	0.614	0.767	1.000	1.000	0.379
Bloedzuiger	0.568	0.689	0.780	1.000	1.000	0.105
bo_Calcium (Ca)	0.892	0.891	0.635	1.000	1.000	0.661
bo_Calcium (Ca)_mg_ls	0.880	0.899	0.824	1.000	1.000	0.085
bo_Droge stof	0.549	0.896	0.209	0.000	1.000	0.770
bo_Fosfaat totaal (P)	0.411	0.593	0.677	1.000	1.000	0.280
bo_Fosfaat totaal (P)_mg_ls	0.678	0.762	0.721	1.000	1.000	0.002
bo_Gloeirest	0.020	0.910	0.279	0.000		0.717
bo_IJzer(Fe)	0.109	0.768	0.221	1.000	1.000	0.177
bo_IJzer(Fe)_mg_ls	0.756	0.823	0.918	1.000	0.942	0.018
bo_Kalium (K)	0.024	0.901	0.619	1.000	1.000	0.569
bo_Kalium (K)_mg_ls	0.517	1.000	0.782	1.000	0.924	0.024
bo_Magnesium (Mg)	0.398	0.352	0.324	1.000	1.000	0.726
bo_Magnesium (Mg)_mg_ls	0.487	0.899	0.642	1.000	1.000	0.238
bo_Organische stof	0.020	0.910	0.466	0.000	0.938	0.726
bo_Totaal Stikstof	0.639	0.254	0.273	0.920	0.955	0.584
bo_Totaal Stikstof_mg_ls	0.803	0.054	0.044	1.000	0.986	0.818
bo_Zwavel (S)	0.238	0.801	0.624	0.000	1.000	0.700
bodem: tijd sinds beheer [jaar]	0.046	0.790		1.000	0.981	0.333
Bootsmannetje (*Notonecta spec.*)	0.141	0.794	0.890		1.000	0.188
Bulk_density	0.515	0.904	0.408	1.000	1.000	0.143
diepte_max [m]	0.218	0.692	0.846	0.748	0.969	0.930

	lineair			**exponentieel**	**logaritmisch**	**quadratisch**
Doorzicht	0.713	0.883	0.879	0.432	1.000	0.062
Draad/darmwier/flab (%)	0.112	0.690	0.490	0.000	0.000	0.597
Drijfblad (%)	0.392	0.187	0.432	0.000	1.000	0.696
Duikerwants (*CoriXidae spec.*)	0.001	0.562	0.768	0.000	1.000	0.291
EGV	0.323	0.138	0.639	1.000	1.000	0.123
Emers (%)	0.919	0.578	0.470	0.000	0.995	0.177
Emers gemiddelde breedte	0.169	1.000	0.685	1.000	1.000	0.493
Emers maximale breedte	0.945	0.651	0.527	0.694	1.000	0.133
Emers minimale breedte	0.553	0.601	0.589		1.000	0.310
Grote poelslak >2 cm	0.085	0.472	0.519	1.000	1.000	0.102
Jufferlarve (*Zygpotera*)	0.321	0.920	0.867	0.000	1.000	0.504
Kroos/kroosvaren (%)	0.056	0.776	0.159		1.000	0.049
ndff_aalscholver	0.717	0.802	0.358	1.000	1.000	0.402
ndff_baars	0.006	0.249	0.101	0.821		0.238
ndff_bruine rat	0.012	0.785	0.098			0.033
ndff_Europese meerval	0.865	0.291	0.314	1.000		1.000
ndff_futen	0.077	0.340	0.039		1.000	0.428
ndff_Kleine mantelmeeuw	0.847	0.832	0.656	1.000	1.000	0.000
ndff_lepelaar	0.033	0.157	0.151		1.000	0.419
ndff_meeuwen	0.274	0.019	0.823		0.949	0.912
ndff_ooievaar	0.657	0.185	0.265	1.000	1.000	0.323
ndff_otter	0.143	0.359	0.144	1.000	0.969	0.694
ndff_paling	0.664	0.862	0.114	1.000	1.000	0.000
ndff_reigers	0.058	0.854	0.226			0.086
ndff_snoek	0.324	0.819	0.181	0.886		0.891
ndff_snoekbaars	0.480	0.807	0.591	1.000	1.000	0.444
ndff_vos	0.806	0.701	0.274	1.000	1.000	0.018
ndff_wilde eend	0.154	0.545	0.140		1.000	0.133
ndff_Zilvermeeuw	0.385	0.909	0.339	1.000	0.921	0.494
nutrienten P belasting [kg/ha/jr]	0.153	0.598			0.880	0.210
oever: tijd sinds beheer [jaar]	0.095			0.544	1.000	0.070
opp_Ca	0.450			0.000	0.921	0.585
opp_Cl	0.166	0.465		0.000	1.000	0.434
opp_GELDHD	0.102			0.000		0.653
opp_HCO3	0.159			1.000	0.898	0.390
opp_NH4	0.193			0.259		0.327
opp_Nkj	0.100	0.000			1.000	0.332
opp_NO3	0.499	0.258		1.000	1.000	0.089
opp_Ntot	0.637	0.000		1.000		0.738
opp_O2	0.153	0.389		0.854		0.061
opp_O2_MIN	0.220	0.821		0.942		0.870
opp_O2(%)	0.205			1.000	1.000	0.459
opp_O2(%)_MIN	0.226	0.008		0.000		0.242
opp_pH	0.694	0.188		1.000	1.000	0.580
opp_PO4	0.022			0.317	1.000	0.002
opp_Ptot	0.032			0.257	1.000	0.003

	lineair			exponentieel	logaritmisch	quadratisch
opp_SO4	0.041	0.270			0.991	0.978
opp_ZICHT	0.783	0.054		1.000	1.000	0.492
Oppervlakte watergang (m^2)	0.659	0.013	0.000	1.000	0.798	0.005
P.clarkii kleine scharen	0.000	0.000	0.002	1.000	0.490	0.000
P.clarkii missende scharen	0.000	0.000	0.000		0.227	0.321
PercentageOndiep [%]	0.760	0.497	0.858	0.000		0.256
pH	0.102	0.205	0.285			0.937
Platte waterwants (*Ilyocoris cimicoides*)	0.777	0.838	0.878	1.000	1.000	0.082
Posthoornslak >2 cm	0.357	0.768	0.952	1.000	1.000	0.013
Schaduw opnamekant	1.000	0.248	0.524	0.000	1.000	0.059
score foerageren	0.030	0.908	0.685	1.000	1.000	0.882
score geschiktheid totaal	0.023	0.569	0.260	0.256		0.218
score schuilen	0.018	0.154	0.001	0.570		0.676
score voortplanting	0.017	0.290	0.770	0.303		0.547
Slibdikte (m)	0.138	0.347	0.621	1.000	0.943	0.290
Slijkvlieglarven (*Sialis spec.*)	0.683	0.243	0.320	1.000	0.976	0.479
som bedekking watervegetatie [%]	0.349	0.885	0.774		0.986	0.451
Submers (%)	0.095	0.887	0.903	0.000	1.000	0.014
Talud helling eerste 0.5 m [-]	0.360	0.632	0.750	1.000	0.941	0.212
total ongewerveld [n]	1.000	0.364	0.800	0.000	1.000	0.088
total predator kleine kreeften [n]	0.206	0.767	0.585	0.000	1.000	0.058
total voedselbron kreeften [n]	0.075	0.455	0.875	1.000	1.000	0.079
vis_BA+BV [kg/ha]	0.703	0.042			0.887	0.002
vis_BA+BV [%]	0.163	1.000			0.619	0.815
vis_Baars [kg]	0.668	0.000		0.000		0.162
vis_BR+KA [kg/ha]	0.570	0.628		1.000		0.864
vis_BR+KA [%]	0.286	1.000		1.000		0.058
vis_Eurytopen [kg/ha]	0.663	0.339		1.000	0.997	0.248
vis_Karper [kg]	0.849	0.135		0.000	0.972	0.942
vis_Paling [kg]	0.720	0.785		1.000	1.000	0.277
vis_plantminnend [kg/ha]	0.825	0.854			1.000	0.703
vis_plantminnend [%]	0.465	0.946		0.976	0.732	0.000
vis_Snoek [kg]	0.333	0.957			1.000	0.526
vis_Snoekbaars [kg]	0.211	0.056		1.000	1.000	0.559
vis_Totaal predatoren [kg]	0.744	0.934		0.000	1.000	0.851
vis_totaalgewicht [kg]	0.495	0.188		1.000	0.999	0.270
vis_zuurstoftolerant [kg/ha]	0.227	0.330		0.000	0.789	0.458
vis_zuurstoftoleranten [%]	0.253	1.000			1.000	0.031
Vlokreeften (*Gammaridae*)	0.297	0.611	0.912	1.000	0.998	0.881
Watertemperatuur	0.010	0.730	0.561	0.000		0.000
zicht/diepte [ratio]	0.501	0.446	0.616	0.807		0.875
Zoetwaterpissebed	0.141	0.043	0.153		0.878	0.206