

Detektion und Risikobewertung des invasiven Kalikokrebses
(*Faxonius immunis*) nach Einwanderung ins Gewässersystem
Düssel

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science (M.Sc.)
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

im Studiengang Biologie
Institut für Stoffwechselphysiologie/AG Ecophysiologie

vorgelegt von

Anna-Maria Vermiert

Matr.-Nr.: 2210843

Abgabedatum: 06.07.2020

Referent Prof. Dr. C.R. Bridges

Korreferent: Prof. Dr. K. Lunau

Inhaltsverzeichnis

Abstract	I
Zusammenfassung	III
Abkürzungsverzeichnis	V
1. Einleitung	1
1.1. Gebietsfremde invasive Flusskrebsarten	2
1.2. Die Krebspest und ihr Erreger <i>Aphanomyces astaci</i>	3
1.3. <i>Faxonius immunis</i> , der Kalikokrebs [Hagen 1870].....	4
1.3.1. Lebensraum	6
1.3.2. Lebenszyklus	7
1.3.3. Ernährung	8
1.3.4. Ausgehende Bedrohung für die limnischen Ökosysteme Deutschlands ...	9
1.4. Der Kalikokrebs im Düssel Gewässersystem	11
1.4.1. Erste Sichtungen im Jahr 2018 in der inneren Düssel	11
1.4.2. Kartierung der betroffenen Gewässer mittels eDNA-Profil	12
1.4.3. Stein- und Reusen-Befischung	13
1.5. Zielsetzung der Arbeit	13
2. Material und Methoden	14
2.1. Untersuchungsgebiet – Gewässersystem Düssel.....	15
2.1.1. Querbauwerke des innerstädtischen Gewässersystems	18
2.2. Weitere Untersuchungsgebiete – Erftunterlauf und Albertussee	20
2.3. Kartierung und Darstellung der Gewässer im Großraum Düsseldorf	21
2.3.1. Einwanderungsrouten vom Oberrhein bis zum Düsselsystem.....	22
2.3.2. Makrozoobenthosbeprobung des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf	22
2.3.3. Kalksand-Lochstein-Protokoll – ein Detektionsverfahren für Astacoidea	23
2.3.4. Environmental DNA-Analyse zur Detektion der Art <i>F. immunis</i>	24
2.3.4.1. Versuchstiere und Hälterung.....	25
2.3.4.2. Gewinnung der Sediment- und Wasserproben	25
2.3.4.3. Filtrierung und DNA-Extraktion.....	26
2.3.4.4. Primerdesign	26
2.3.4.5. Polymerase-Kettenreaktion [PCR]	27
2.3.4.6. Restriktions-Fragment-Längen-Polymorphismus [RFLP] Analyse zur Speziesidentifizierung	28

2.3.4.7. Gelelektrophorese der PCR- und RFLP-Produkte	28
2.4. Fangmethoden – Reusen und Kalksand-Lochsteine	30
2.5. Vergleich zweier Gewässerabschnitte mit Kalikokrebsbeständen	32
2.6. Vergleich der Gewässer mit und ohne Kalikokrebsbestand.....	34
2.7. Populationsdynamik und Statistik	36
3. Ergebnisse.....	38
3.1. Einwanderungsrouten bis hin zum Düssel Gewässersystem.....	38
3.2. Querbauwerke der Düssel als Einwanderungsbarriere.....	40
3.3. Populationsdynamik des Kalikokrebsbestandes in der Düssel	42
3.4. Kartierungen des Düssel Gewässersystems auf der Suche nach <i>F. immunis</i> 46	
3.4.1. Kartierungsergebnisse der Makrozoobenthosbeprobung	46
3.4.2. Kartierungsergebnisse der Kalksand-Lochstein-Beprobung	49
3.4.3. eDNA-Analyse – Ergebnisse und Kartierung	50
3.4.4. Vergleich der Kartierungsmethoden.....	53
3.5. Reusen und Lochsteine als Maßnahme gegen <i>F. immunis</i>	54
3.5.1. Effizienz der Kalksand-Lochsteine	55
3.5.2. Effizienz der Fanggeräte im Vergleich	56
3.6. Vergleich der Bestände nahe der Yorck- und der Louise-Dumont-Straße	58
3.7. Ökologischer Zustand der befallenen Gewässerabschnitte	60
3.8. Einfluss der Kalikokrebse auf das Makrozoobenthos	64
3.9. Prädation durch heimische Fischarten.....	66
4. Diskussion.....	68
4.1. Einwanderungsrouten des <i>F. immunis</i> bis hin zur Düssel	68
4.2. Populationsdynamik des Kalikokrebsbestandes in der Düssel	70
4.3. Kartierung der <i>F. immunis</i> Bestände in der Düssel.....	71
4.4. Ausbreitungsgrad und -radius in den Gewässern Düsseldorf	72
4.5. Auswirkung von Fischprädatoren auf den <i>F. immunis</i> Bestand	74
4.6. Ergebnisse und Verbesserungsvorschläge der eDNA-Analyse	75
4.7. Lochsteine und Reusen als Maßnahmen gegen die Art <i>Faxonius immunis</i> ...	77
4.8. Auswirkungen auf das Ökosystem.....	79
5. Literaturverzeichnis.....	83
6. Anhang.....	93

Abstract

One of the most important groups of alien invasive species in freshwater ecosystems is the crayfish, including the North American papershell crayfish (*Faxonius immunis*). In August 2018, the first living specimens of papershell crayfish in North Rhine-Westphalia were discovered in the water system Düssel (local river in the city Düsseldorf). The first discovery of empty Chelae was previously made on the banks of the Rhine in 2017.

The alien invasive papershell crayfish could have harmful effects on the aquatic ecosystem of the river Düssel and throughout Germany. To limit the risk, possible immigration routes should be examined, the affected waters inspected for the presence of the papershell crayfish, the influence on the existing diversity and abundance researched, and effective measures initiated. The research questions to be answered are: What degree and extent of distribution can be expected? How extensive is the destruction of the Düssel ecosystem by the invasion? What measures should be taken to confine or remove the *F. immunis* species?

To determine the immigration route, populations were mapped across the river Rhine using meta-analysis. The mapping of the *F. immunis* stocks in the Düssel and their distribution were recorded using three different methods 1. Macrozoobenthos sampling, 2. Perforated limestone block traps and 3. Environmental DNA assay. The eDNA assay represents a systematic method to simplify the detection and minimize interventions in the aquatic ecosystem. The eDNA protocol developed in this thesis enables identification of *F. immunis* and the detection of other crayfish species (Astacoidea).

Removal methods using crayfish traps and perforated stones was also tested. The influence of the species on the diversity and abundance of the benthic communities was examined.

The results of the study show that the Rhine can still be considered the most likely route of immigration. The most promising method for mapping was the limestone block traps. After further development however the eDNA analysis could produce better results. The perforated stones also gave a significantly better result than the crayfish traps when used for catching crayfish. After evaluation, no increased distribution of the

invasive species was found. The observed decline in 2019 could be explained by the interspecific competition with the crayfish species *P. leniusculus*.

The suspected spread and the associated damage to the Düssel water system cannot be verified so far, however research and measures to contain the invasive species *Faxonius immunis* should still be continued. It would be recommended to initiate constant monitoring of the Düssel water system and adjacent streams for changes in the population and possible damage to the ecosystem.

Zusammenfassung

Zu einer der wichtigsten Gruppen unter den gebietsfremden invasiven Arten in Süßwasserökosystemen zählen die Flusskrebse, darunter auch der aus Nordamerika stammende Kalikokrebs (*Faxonius immunis*). Im August des Jahres 2018 wurden die ersten lebenden Exemplare des Kalikokrebses in Nordrhein-Westfalen in dem Düsseldorf Gewässersystem in Düsseldorf entdeckt. Erste Scherenfunde (Chelae) wurden bereits 2017 im Rheinuferbereich gemacht.

Der gebietsfremde Kalikokrebs könnte als invasive Art für die betroffenen Gewässer der Düsseldorf und Deutschlands schädigende Einflüsse bergen. Zur Begrenzung der Gefährdung sollten mögliche Einwanderungsrouten untersucht, die betroffenen Gewässer auf Präsenz des Kalikokrebses geprüft, der Einfluss auf die bestehende Diversität und Abundanz erforscht sowie effektive Maßnahmen eingeleitet werden. Die zu beantwortenden Forschungsfragen lauten: Welcher Ausbreitungsgrad und -radius sind bei dieser invasiven Art zu erwarten? Wie umfassend ist die Zerstörung des Ökosystems Düsseldorf durch die Invasion? Welche Maßnahmen sind zur Eindämmung bzw. Entfernung der Art *F. immunis* einzuleiten?

Zur Bestimmung der Einwanderungsrouten erfolgte eine Kartierung der Bestände nahe dem Rheinverlauf mittels Metaanalyse. Die Kartierung der *F. immunis* Bestände in der Düsseldorf und die Bestimmung der aktuellen Ausbreitung wurden unter Einsatz der drei Methoden 1. Makrozoobenthos-, 2. Kalksand-Lochstein-Beprobung und 3. Environmental DNA-Profil durchgeführt. Die eDNA Analyse stellt eine systematische Methode zur Vereinfachung der Detektion dar und reduziert Eingriffe in das aquatische Ökosystem auf ein Mindestmaß. Das in dieser Arbeit entwickelte eDNA Protokoll ermöglicht die Speziesidentifizierung der Art *F. immunis* sowie die Detektion weiterer Flusskrebarten (Astacoidea).

Eine vollständige Abfischung mittels Reusen und Lochsteinen wurde getestet. Der Einfluss der Flusskrebart auf die Artenzusammensetzung und Distribution der benthischen Gemeinschaften wurde überprüft.

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass der Rhein weiterhin als wahrscheinlichste Einwanderungsrouten betrachtet werden kann. Die erfolgversprechendste Methodik zur Kartierung war vorerst die Kalksand-Lochstein-Beprobung, nach Fortentwicklung könnte jedoch die eDNA-Analyse bessere Resultate erbringen. Auch beim Fang

zeigten die Lochsteine ein deutlich besseres Ergebnis als auch eingesetzte Reusen. Es konnte nach Auswertung der Daten keine außergewöhnliche Ausbreitung der invasiven Art festgestellt werden. Der verzeichnete Rückgang 2019 könnte sich durch die interspezifische Konkurrenz zur Art des *P. leniusculus* erklären.

Die vermutete Ausbreitung und die damit verbundenen Schäden des Gewässersystems Düssel konnten vorerst nicht nachweisbar werden, dennoch sollten die Forschung und die Maßnahmen zur Eindämmung der invasiven Art *Faxonius immunis* fortgeführt werden. Beständige Maßnahmen einer fortwährenden Kontrolle des Gewässersystems Düssel und anliegender Bäche auf Veränderung der Bestände und einer möglichen Schädigung des Ökosystems wären zu empfehlen

Abkürzungsverzeichnis

AFS	abfiltrierbare Stoffe
CL	Carapaxlänge
COI	Cytochrome C Oxidase Untereinheit I
CPUE	catch per unit effort
CTAB	Cetyl trimethyl ammonium bromide
E	Ausbeutungsrate
eDNA	environmental DNA
EG-WRRL	Europäische Gemeinschaft-Wasserrahmenrichtlinie
Fi	<i>Faxonius immunis</i>
Fl	<i>Faxonius limosus</i>
FM	fischereiliche Mortalität
k	Wachstumskoeffizient
KLB	Kalksand-Lochstein-Beprobung
L_{∞}	maximale theoretische Längenklasse
M	natürliche Mortalität
MZB	Makrozoobenthosbeprobung
NRW	Nordrhein-Westfalen
PCR	Polymerase-Kettenreaktion
PI	<i>Pacifastacus leniusculus</i>
RFLP	Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus
VBGF	von Bertalanffy-Wachstumsfunktion
Z	totale Mortalität

1. Einleitung

Eine wesentliche Bedrohung der Biodiversität der Erde stellen invasive gebietsfremde Arten dar (McGeoch *et al.* 2010). Zu den „gebietsfremden Arten“ zählen nach der Begriffsbestimmung der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 alle lebenden Organismen, die aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in ein fremdes Ökosystem eingebracht wurden und durch ihre Fitness das weitere Fortbestehen ihrer Art gewährleisten. Inbegriffen sind alle Exemplare von Arten, Unterarten oder niedrigeren Taxa von Tieren, Pflanzen, Pilzen oder Mikroorganismen, darunter auch Gameten, Samen, Eier, Propagationsformen und organische Bestandteile sowie Hybride, Sorten und Rassen (vgl. EU-Verordnung 1143/14). Die Einbringung in das fremde Ökosystem erfolgt, bedingt durch die fortschreitende Globalisierung, vorwiegend durch den Welthandel (Levine und D'Antonio 2003, Hulme 2009).

Die Etablierung gebietsfremder Arten kann trotz weiträumiger Verbreitung ohne gravierenden ökologischen Auswirkungen bleiben (z. B. die Süßwasserquallen *Craspedacusta sowerbyi*; Spadinger und Maier 1999, Goodenough 2010).

Bedingt die Etablierung jedoch potenziell schwerwiegende Folgen für das bestehende Biotop und die Biozönose eines Ökosystems, wird die Art als invasiv gewertet (vgl. EU-Verordnung 1143/14). Invasive Spezies können, trotz geringer Ausbreitung, erhebliche Schäden in Ökosystemen verursachen (z. B. die asiatische Muschel *Potamocorbula amurensis*; Goodenough 2010, Kimmerer *et al.* 1994).

Konkurrenz, Prädation, Hybridisierung und weitere indirekte Effekte sind unter anderem Auslöser der Veränderungen in den einzelnen Prozessen der Ökosysteme und führen zur Gefährdung und Verminderung der Biodiversität (Blackburn *et al.* 2004, Gaertner *et al.* 2009, Hejda *et al.* 2009).

Der 1993 in Deutschland erstmals gesichtete Kalikokrebs (*Faxonius immunis*) kann durch sein Konkurrenzverhalten um Lebensraum und Ressourcen sowie die negativen Auswirkungen auf das eingebrachte Ökosystem als invasive Spezies gewertet werden (Chucholl *et al.* 2008, Chucholl 2012b, Martens 2015, Herrmann *et al.* 2018b). Seit 2018 findet sich die Art ebenfalls in den Gewässern der Düssel.

1.1. Gebietsfremde invasive Flusskrebsarten

Flusskrebse zählen als Omnivoren zu einer der wichtigsten Gruppen unter den gebietsfremden invasiven Arten (Strayer 2010). Ihr Lebensraum, die Süßwasserbiotope, zählen zu den artenreichsten Ökosystemen (Dudgeon *et al.* 2006, Strayer und Dudgeon 2013) und können bei einer erfolgreichen Invasion stark geschädigt werden.

In Europa hat die Zahl der invasiven Flusskrebsarten die der heimischen Arten seit langem überschritten (Souty-Grosset *et al.* 2006) und es konnten sich bereits viele der gebietsfremden Flusskrebsarten erfolgreich in den neuen Lebensräumen etablieren (Holdich *et al.* 2009, Kouba *et al.* 2014).

Zu den in Europa heimischen Krebsarten zählen: *Astacus astacus* (dt. Edelkrebs; Linnaeus 1758), *Postastacus leptodactylus* (dt. Galizische Sumpfkrebs; Esch-Scholtz 1823), *Austropotamobius pallipes* (dt. Dohlenkrebs; Lereboulett 1858), *Pontastacus pachypus* (dt. Kaspischer Flusskrebs; Rathke 1837), *Austropotamobius torrentium* (dt. Steinkrebs; Schrank 1803) und *Austropotamobius bihariensis* (Pârvulescu 2019). In Deutschland sind der Edelkrebs, der Steinkrebs und der Dohlenkrebs ansässig (Waldmann 2019), während in Nordrhein-Westfalen (NRW) nur der Stein- und der Edelkrebs heimisch sind (Groß *et al.* 2014).

Dem gegenüber zählen in Europa die Arten: *Faxonius cf. virilis* (dt. Virile-Flusskrebs; Hagen 1870), *Procambarus juvenilis* (dt. Kentucky-Flusskrebs; Hagen 1870), *Procambarus acutus* (dt. White River-Flusskrebs), *Cherax quadricarinatus* (dt. Australischer Flusskrebs; Martens 1868), *Procambarus alleni* (Blauer Floridakrebs; Faxon 1884), *Cherax destructor* (dt. Yabby-Krebs; Clark 1936), *Pacifastacus leniusculus* (dt. Signalkrebs; Dana 1852), *Procambarus fallax f. virginalis* (dt. Mamorkrebs; Martin *et al.* 2010), *Procambarus clarkii* (dt. Roter Amerikanischer Sumpfkrebs; Girard 1852), *Faxonius limosus* (dt. Kamberkrebs; Rafinesque 1817), und *Faxonius immunis* (dt. Kalikokrebs; Hagen 1870), als gebietsfremd. Der galizische Sumpfkrebs (*Postastacus leptodactylus*) sowie die letzten fünf aufgelisteten Arten sind auch in NRW ansässig (Groß *et al.* 2014, Kouba *et al.* 2014, Waldmann 2019).

1.2. Die Krebspest und ihr Erreger *Aphanomyces astaci*

Die meisten aus dem amerikanischen Raum eingeführten Flusskrebsarten fungieren als Überträger der Krebspest (Svoboda *et al.* 2017); Eine parasitäre Erkrankung, die fatale Folgen für die in Europa einheimischen Arten hat (Gruber *et al.* 2014). Aufgrund der langen Koevolution amerikanischer Flusskrebsarten und Krebspesterreger weist die Wirtspopulation eine hohe Resistenz und die Erreger häufig eine geringe Virulenz auf (Schmid-Hempel 2011). Die nicht resistenten einheimischen Flusskrebsarten zeigen dagegen keine Toleranz gegenüber den Krankheitserregern.

Der Ausbruch der Krebspest ist durch das Massensterben europäischer Flusskrebsarten ohne Auswirkungen auf andere Wasserorganismen gekennzeichnet (Alderman *et al.* 1987, Alderman 1996, Edgerton *et al.* 2002). Das erste Auftreten der Krebspest wurde 1859 in Italien dokumentiert. Seitdem konnte wiederholt das Massensterben der einheimischen Arten in ganz Europa festgestellt werden (Alderman 1996, Kozubíková *et al.* 2006, Souty-Grosset *et al.* 2006).

Der Erreger der Krebspest, *Aphanomyces astaci* (Schikora 1906), ist systematisch zu der Klasse der Oomycetes zu zählen. Er stammt ursprünglich aus Nord-Amerika und wurde mutmaßlich über die invasiven Süßwasser-Krebsarten eingeführt (Alderman 1996, Holdich *et al.* 2009). *A. astaci* verzweigt sich im Gewebe des Wirts nach Eindringen als vegetative Hyphen und bildet anschließend extramatrische Sporangien aus, die als amöboide Primärsporen freigesetzt und als biflagellate Zoosporen keimen. Bei Kontakt mit einem anfälligen Wirt keimen die aktiv schwimmenden biflagellaten Zoosporen und produzieren invasive vegetative Hyphen. Bedingt durch wiederholtes verkapseln und keimen der Zoosporen kann sich die Dauer ihrer infektiösen Viabilität verlängern (OIE 2019). Die Verbreitung des Erregers erfolgt durch den Transport von infizierten Arten, kontaminierten Geräten (z. B. Netze, Stiefel, Kleidung) oder Wasser (Alderman *et al.* 1987, Oidtmann *et al.* 2002).

Nordamerikanische Flusskrebse können zwar von *A. astaci* infiziert werden, jedoch beschränkt sich die Infektion typischerweise auf die Kutikula und führt zu keiner klinischen Ausprägung (OIE 2019).

Alle europäischen Flusskrebsarten sind hingegen in jedwedem Entwicklungsstadium für den Erreger anfällig, darunter die Arten *Astacus astacus* in Nordwesteuropa, *Austropotamobius pallipes* in West- und Südwesteuropa, *Austropotamobius torrentium* in

den Gebirgsbächen in Südwesteuropa und *Poststacus leptodactylus* in Osteuropa und Kleinasien (OIE 2019).

In den anfälligen europäischen Flusskrebsarten werden alle Gewebe infiziert (OIE 2019). Die immunologisch naive Population weist kurze Zeit nach Infektion eine hohe Sterblichkeitsrate auf, die durch die hohe Anzahl an Flusskrebskadavern am Grund der besiedelten Gewässer gekennzeichnet ist. Die Anzahl der Sporen und die Ausbreitungsgeschwindigkeit wird durch die Populationsdichte bestimmt. Eine kleine Population bietet weniger Wirte und somit weniger Möglichkeiten der Sporenbildung, wobei ein größeres Spektrum an klinischen Symptomen bei betroffenen Tieren beobachtet werden kann (Alderman *et al.* 1987).

Bei warm-temperierten Fließgewässern und hoher Populationsdichte kann die Infektion auf einer Strecke von 50 Kilometern in weniger als 21 Tagen alle empfänglichen immunologisch naiven Arten auslöschen (OIE 2019 "pers. Mitt. Alderman").

Bisher wurden sechs der in Europa invasiven Flusskrebsarten als Träger des Erregers verifiziert, darunter auch die Art *Faxonius immunis* (Schrimpf *et al.* 2013a, Svoboda *et al.* 2017).

1.3. *Faxonius immunis*, der Kalikokrebs [Hagen 1870]

Der Kalikokrebs stammt ursprünglich aus den nord-östlichen und zentral-nördlichen amerikanischen Breiten und ist in 25 US-Staaten und drei kanadischen Provinzen weit verbreitet (Abbildung 1, Taylor *et al.* 2007).

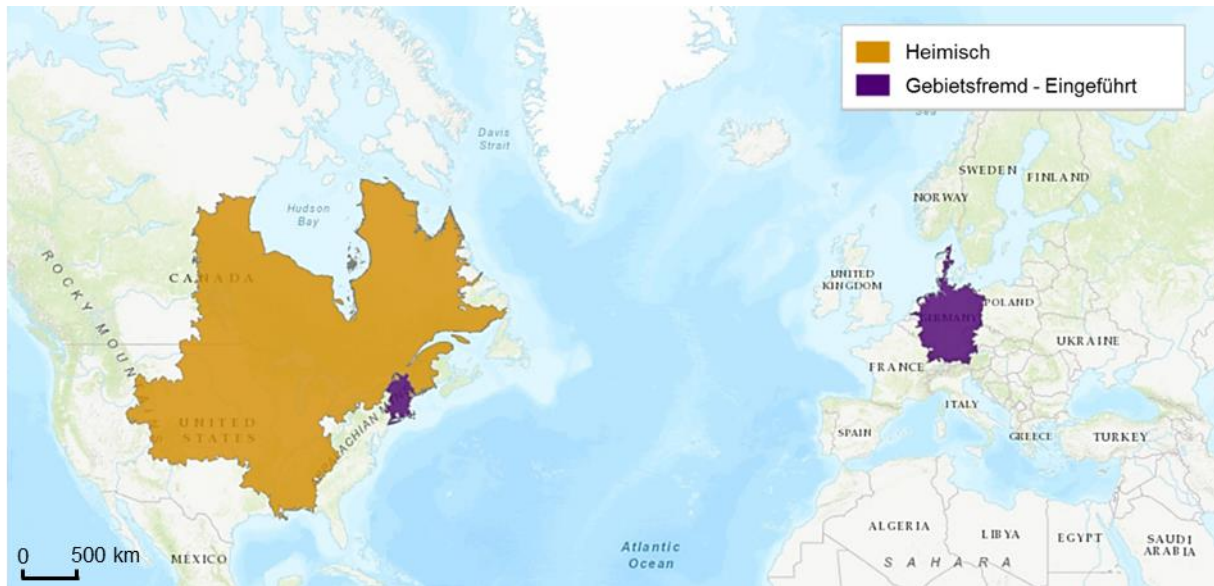


Abbildung 1: Geographisches Verbreitungsgebiet des *Faxonius immunis*, unterteilt in heimische (orange) und eingebrachte (lila) Lebensräume. Quelle: Adams S, Schuster GA, Taylor CA (2010) *Orconectes immunis*. <https://www.iucnredlist.org/species/153925/4564415#geographic-range> (Zugriff am 6 Januar 2020).

Die Art *Faxonius immunis* kann charakteristisch eine maximale Körperlänge von ca. 9 cm und eine Carapaxlänge von bis zu 49 mm erreichen (Gelmar *et al.* 2006, Chucholl 2012b). Die ausgeprägten morphologischen Eigenschaften dieser Art sind: Ein dünner, glatter Panzer, ein paar Augenleisten, eine schmale Rückenfurche und eine Reihe von Tuberkeln an den Schultern und hinter der Nackenfurche mit hervorstehendem Halsdorn (Abbildung 3A; Souty-Grosset *et al.* 2006).

Ihre dunkelbraune oder graugrüne Färbung wird durch ein, beginnend an der Nackenfurche bis zum Schwanzfächer, durchgehendes weinglasförmig-hellbeiges Muster unterbrochen (Abbildung 2; Souty-Grosset *et al.* 2006).

Die schmalen und länglichen Scheren sind an der Schneide der Finger und an der Innenkante des Cheliped Carpus jeweils mit einem herausragenden Dorn versehen (Abbildung 3). Die Finger der Chelae sind typischerweise distal orange bis rot. Die am Scherengelenk und möglicherweise am Schreitbeinpaar befindlichen Haarbüschel sind für die Art typisch (Abbildung 2, Abbildung 3B; Souty-Grosset *et al.* 2006).

Charakteristika die zur Identifizierung genutzt werden, sind die roten Scheren spitzen und die sich zwischen den Scherenfingern befindenden Haarbüschel sowie die typische Rückenmarkierung (Abbildung 2; Souty-Grosset *et al.* 2006).



Abbildung 2: Photographie eines Kalikokrebses (Carapaxlänge 34,39 mm, Chelaelänge 30,11 mm, männliches Geschlecht) mit erkennlichen Charakteristiken. Markantes Rückenmuster, rote Scherenspitzen und Haarbüschel am Scherengelenk zwischen den Scherenfingern. Quelle: Anna-Maria Vermiert.

1.3.1. Lebensraum

Der bevorzugte Lebensraum der Süßwasser Flusskrebse sind Straßengräben, Teiche, Seen, Auen, Entwässerungsgräben und kleine träge Bäche mit geringer Fließgeschwindigkeit (Tack 1941). Allgemein besteht das Substrat dieser Lebensräume oftmals aus weichem Schlamm oder Ton mit üppiger Wasservegetation, deren Wassertiefe oftmals nicht mehr als 0,30 - 0,61 m beträgt. Seiner Verbreitung wird durch Strömung von mehr als 26 cm/s gehemmt (U.S. Fish and Wildlife Service 2015).

F. immunis gräbt in Flussufern und entlang der Küste von Seen und Teichen und neigt dazu, tiefe und komplexe Höhlen zu bauen, manchmal mit mehreren Öffnungen (Tack 1941, Crocker und Barr 1968).

Als nachtaktive Tiere verbringen sie tagsüber die meiste Zeit unter Steinen oder in selbstgegrabenen Bauten (Tack 1941), wobei sie tiefere Wasserregionen mit niedrigerer Temperatur [18.0 ± 1.0 °C] für ihre inaktive Phase bevorzugen. In ihrer aktiven Phasen suchen sie Regionen mit höherer Wassertemperatur [22.5 ± 0.5 °C] auf (Crawshaw 1974, 1983).

1.3.2. Lebenszyklus

Süßwasser-Flusskrebse besitzen mutmaßlich ein gemischtes Paarungssystem (Promiskuität), in dem die Tiere sich nichtselektiv mit dem gleichen oder mit verschiedenen Partnern paaren (Tack 1941).

Die Paarung findet Mitte Juni bis Anfang Oktober statt. Die Frequenz der Paarungen steigt dabei von Mitte Juni bis hin zu Ende August. Die darauffolgende Laichzeit ist hingegen von relativ kurzer Dauer und fällt hauptsächlich in die letzten zehn Tage des Oktobers (Tack 1941). Die Weibchen produzieren durchschnittlich 277,7 Eier (± 94.8 SD), können aber auch bis zu 495 Eier tragen (Chucholl 2012b). Die Eier werden von den Weibchen bis zum Frühling des nächsten Jahres an der Unterseite des Hinterleibes getragen (Crocker und Barr 1968).

Das Schlüpfen der Jungtiere (erstes Larvenstadium) findet Mitte Mai statt und kann - abhängig der Wassertemperatur - zwei bis sieben Tage dauern. Die weiteren fünf Entwicklungsstadien, die unterschiedlich lange anhalten können, werden durch die Häutung der Jungtiere angekündigt. Nach dem Schlüpfen verbleiben sie bis zum Ende des zweiten Larvenstadiums (ca. eine Woche) am Mutterleib. Im dritten Stadium verlassen sie bis zur Selbstständigkeit für immer längere Zeit den Schutz der Mutter (Crocker und Barr 1968).

Das Wachstum der Larven und Jungtiere ist temperaturabhängig. Die bevorzugteste Temperatur der Tiere liegt bei circa 21,5 °C (Crawshaw 1983). Temperaturen ober- und unterhalb der präferierten Temperatur führen beim Wachstum zu einer geringeren Häutungsfrequenz sowie einer prozentual geringeren Längen- und Gewichtszunahme (Wetzel und Brown 1993).

Einige der Tiere erreichen ihre Geschlechtsreife schon im September des ersten Jahres, die meisten jedoch erst im Spätsommer des Folgejahres. *F. immunis* durchlebt einen zyklischen Dimorphismus mit einem sexuell aktiven Stadium (Form I) und einem sexuell inaktiven Stadium (Form II) (Abbildung 3 C-D; Souty-Grosset *et al.* 2006). Der Wechsel zwischen den Stadien findet durch zwei jährliche Häutungen, hauptsächlich für die Männchen im späten April und späten Juli und für die Weibchen Mitte Mai und später Juli, statt. (Tack 1941, Crocker und Barr 1968, Chucholl 2012b). Der zyklische Dimorphismus konnte bei den männlichen wie auch bei weiblichen Flusskrebsen der Gattung *Faxonius* beobachtet werden (Tack 1941, Buřič *et al.* 2010).

Form I Männchen weisen gegenüber Form II Männchen deutlich größere Chelae auf (Chucholl 2006). Sie besitzen deutlich schlankere und ausgeprägte Gonopodenspitzen, bei denen der mesiale Spalt zwischen den Endelementen des 1. Gonopods auffällig breiter ausfällt (Abbildung 3 C). Dagegen besitzen Form I Weibchen ein deutlich breiteres Pleon (Buřič *et al.* 2010). Unter guten Bedingungen können geschlechtsreife Individuen, weibliche wie männliche, purpurfarbene Chelae aufweisen.

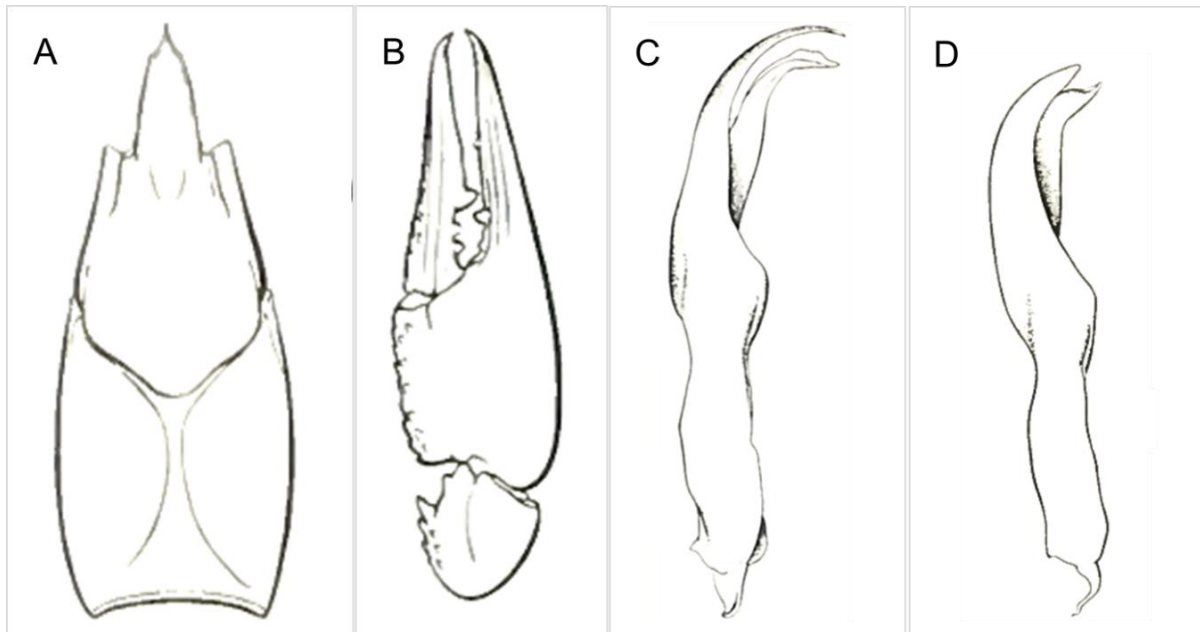


Abbildung 3: [A] Dorsale Ansicht des Carapaxes eines *Faxonius immunis* Männchens (Form I). [B] Distale Ansicht drei der acht großen Chelipeden Segmente des *Faxonius immunis*. [C-D] Seitenansicht des männlichen Geschlechtsorgans der *Faxonius immunis*. [C] Kopulatorische Stiletts (Form I); [D] „Eoplatory“ Stiletts (Form II). Quelle: Crocker und Barr (1968) Handbook of the crayfishes of Ontario. Scott WB und Wiggins GB (Hrsg) University of Toronto Press, Canada.

In Nordamerika wird *F. immunis* bis zum Jugendalter kultiviert, um von Sportfischern als Köder verwendet zu werden. Der Kalikokrebs erwies sich für die aquakulturelle Züchtung mittels Teichkultur mit Erträgen von bis zu 156.000 Krebsen pro Hektar als eine der am besten geeigneten Arten (Souty-Grosset *et al.* 2006).

1.3.3. Ernährung

Der Kalikokrebs präferiert Beute mit langsamer Fortbewegung und leichter Fangbarkeit und ernährt sich hauptsächlich von Detritus, gefolgt von Primärproduzenten (Algen und Makrophyten) und Makroinvertebraten. Unter den Makroinvertebraten wurde eine Präferenz von *Dreissena polymorpha* sowie von Trichoptera- und Ephemeroptera-Larven festgestellt. Auf Beute der Taxa Gammarida (Crustacea) und Oligochaeta, sowie

schwach Ceratopogonidae (Diptera), Zygoptera (Odonata), Gastropoda und Chironomidae (Diptera) reagierten sie eher abweisend (Chucholl 2012b). Tack (1941) erfasste hingegen, dass Gefäßpflanzenfragmente durchschnittlich 80 Prozent und in einen von zwanzig Mägen *Daphnia sp.* (Crustacea) 25 Prozent des Volumens ausmachten.

Seine Ernährung gleicht somit der anderer invasiver Krebsarten. Eine Bevorzugung von Insekten-Larven konnte ebenfalls bei den Flusskrebarten *Orconectes luteus*, *O. punctimanus*, *P. clarkii* und *P. leniusculus* festgestellt werden (Whitledge und Rabeni 1997, Alcorlo *et al.* 2004, Mathers *et al.* 2016).

Bei der Konkurrenz um Behausungen und Nahrung dominiert der Kalikokrebs gegenüber der Art *F. limosus* (Chucholl 2006, Chucholl *et al.* 2008), zeigte sich jedoch gegenüber anderen Arten als weniger aggressiv (Tierney *et al.* 2000). Es besteht keine vollständige Verdrängung anderer Flusskrebarten aus den Gewässern durch das Vorkommen des Kalikokrebes. Die Krebstierarten *Cambarus bartonii*, *Fallicambarus fodiens*, *Orconectes propinquus*, *Orconectes rusticus rusticus*, *Orconectes virilis* und *Orconectes obscurus* konnten in Gewässern mit *F. immunis* Bestand festgestellt werden (U.S. Fish and Wildlife Service 2015).

1.3.4. Ausgehende Bedrohung für die limnischen Ökosysteme Deutschlands

Die Art hat zwar nur einen der kürzesten Lebenszyklen mit einer Lebenserwartung von durchschnittlich 2,5 Jahren, besitzt jedoch eine schnelle Wachstumsrate, eine frühe Geschlechtsreife (ca. drei bis vier Monate) und eine hohe Fruchtbarkeit (~500 Pleopodaleier*Weibchen⁻¹) unter den in Mitteleuropa vorkommenden Flusskrebarten (Gelmar *et al.* 2006, Chucholl 2012a). Unter Laborbedingungen konnte festgestellt werden, dass der Kalikokrebs gegenüber dem *F. limosus* eine signifikant höhere Wachstumsrate und relative Häutungszunahme aufweist (Chucholl 2006). Der schnelle Lebenszyklus, die hohe Reproduktionsrate und die polytrophisch omnivore Ernährung (Chucholl 2012b) könnten es der Art *F. immunis* ermöglichen, sich schnell in ein neues Umfeld zu etablieren.

In Rheinstetten, Baden-Württemberg, zerstörte der Kalikokrebs in den eingewanderten Gewässern die Vegetation und vernichtete die Amphibien- und Libellenbestände nahezu vollständig. Durch das Graben von Bauten im Uferbereich wirbelten die Tiere Feinsediment auf, das zu einer Wassertrübung führte (Johnson *et al.* 2010, Martens 2015). Dichte Besiedlung kleinerer Teiche könnte unter anderem einen ausreichenden Lichteinfall verhindern und das Absterben der Gewässervegetation verursachen (Roessink *et al.* 2017). Die Biozönosen und Biotope der befallenen Auengewässer wurden zwangsläufig deutlich geschädigt und zerstört (Martens 2015, Herrmann *et al.* 2018b).

Die Wahrscheinlichkeit besteht, dass der Kalikokrebs durch Prädation und Herbivorie auch in anderen Gewässern die Biodiversität gefährdet und das Biotop zerstört (Chucholl 2012b, Martens 2015). Seine kontinuierliche Ausbreitung u.a. auch als Krebspest-Überträger (Schrimpf *et al.* 2013a) unterstützt zudem den weiteren Rückgang der europäischen Flusskrebsarten.

Ebenfalls kann die mit dem Vorkommen der Kalikokrebse einhergehende Abnahme der Biodiversität und Abundanz ein deutliches Problem darstellen. Der von der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderte ökologische Zustand der Gewässer wird durch die herrschende Biozönose bestimmt (Meier *et al.* 2006, AQEM-Konsortium 2013). Bei Abnahme der Artenvielfalt und der Abundanz kommt es zu einer Verschlechterung des Gewässerzustandes und der Qualität.

Die zügige Ausbreitung wird durch ihre Fähigkeit der über-Land-Wanderung und der Nutzung von unterirdischen Rohrleitungen unterstützt. Die Wanderung der Tiere wurde größtenteils nachts bei hoher Bodenfeuchtigkeit dokumentiert (Tack 1941). Die höchste Aktivität wurde zwischen März und Mai während der Laichzeit und zwischen September und November zur Paarungszeit beobachtet (Herrmann *et al.* 2018a).

1.4. Der Kalikokrebs im Düssel Gewässersystem

1.4.1. Erste Sichtungen im Jahr 2018 in der inneren Düssel

Im Jahre 1993 wurden die ersten Exemplare des Kalikokrebses im Oberrhein System gesichtet (Gelmar *et al.* 2006). Seit seiner Entdeckung hat er sich im gesamten Oberrhein System vermehrt und flussauf- und flussabwärts ausgebreitet (Gelmar *et al.* 2006, Chucholl 2012b, Herrmann *et al.* 2018a).

Sein Verbringungsweg nach Deutschland ist bis heute unbekannt. Es wird vermutet, dass seine Einbringung durch kanadische Soldaten erfolgte (Gelmar *et al.* 2006).

Im August des Jahres 2018 wurden die ersten lebenden Exemplare des *Faxonius immunis* bei der Instandsetzung der Brücke Jacobistraße in der Inneren Nördlichen Düssel in Düsseldorf entdeckt (Tabelle 1). Bei der einhergehenden Abdämmung des ca. 30 Meter langen Baustellenbereichs und der Elektroabfischung konnten 87 Exemplare gesichert werden (Staas 2018). Erste Scherenfunde wurden bereits 2017 im Rheinuferbereich gemacht (pers. Mit. Untere Fischereibehörde Düsseldorf).

Tabelle 1: Fangprotokoll der Abfischung in der Inneren Nördlichen Düssel eines 30 Meter abgedämmten Baustellenbereichs zur Instandsetzung der Brücke Jacobistraße. Erstfund des *Faxonius immunis* durch Elektroabfischung und Evakuierung der Fische in benachbarte Gewässerabschnitte am 02.08.2018 in Düsseldorf. Quelle: Staas (2018) Fangprotokoll - Abfischung Inneren Nördlichen Düssel (Baustellenevakuierung Instandsetzung Brücke Jacobistraße).

Art	Größenklasse [cm]							Summe
	bis 5	>5-10	>10-15	>15-20	>20-25	>25-30	>40-50	
Aland (<i>Leuciscus idus</i>)		1						1
Brassen (<i>Abramis brama</i>)	4						1	5
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)							1	1
Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)						2		2
Dreist. Stichling (<i>Gast. aculeatus</i>)	43	5						48
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)			1					1
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	17	1	1	6	5	5		35
Summe Fische:	64	7	2	6	5	7	2	93
Kalikokrebs (<i>Orconectes immunis</i>)		87						87

Bei einer darauffolgenden Überprüfung der Düssel Ende 2018 durch den Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf wurde die Ausbreitung vorerst auf die Gewässer der Inneren Nördlichen Düssel festgelegt (Abbildung 4).

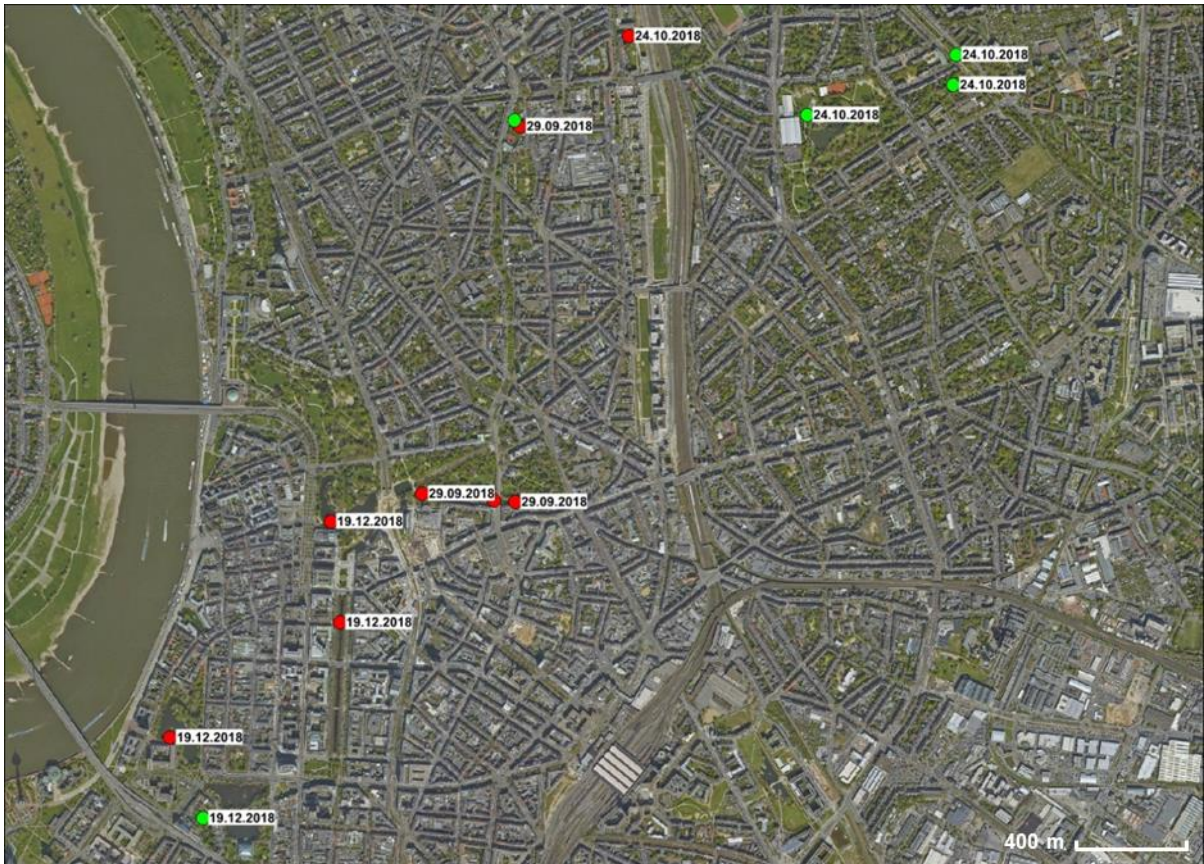


Abbildung 4: Kartierung der ersten Funde des Kalikokrebse im inneren Düsselsystem 2018. Orte des Vorkommens der Art *Faxonius immunis* (rot) und *Pacifastacus leniusculus* (grün) werden durch einen Kreis gekennzeichnet. Aufzeichnungen und graphische Darstellung von Claus Bode (Untere Fischereibehörde), Tobias Krause (Untere Naturschutzbehörde) und Thomas Bendt (Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf).

Neben der standardmäßigen, jährlichen Kartierung mittels Makrozoobenthos-Beprobung wurde nach Zusammentreffen der zuständigen Behörden Düsseldorfs in einem Arbeitskreis im Jahr 2019 die Einbeziehung einer Masterstudentin beschlossen, um eine Studie im Rahmen der invasiven Art *F. immunis* im Düssel Gewässersystem durchzuführen. Die weiteren Kartierungen zur Lokalisierung der Bestände erfolgten daraufhin unter zusätzlichen Einsatz der Kalksand-Lochstein-Beprobung und der Anlage eines eDNA-Profil zur Gefahreinschätzung und Maßnahmenbestimmung seitens der Studentin.

1.4.2. Kartierung der betroffenen Gewässer mittels eDNA-Profil

Environmental DNA wird von Lebewesen kontinuierlich in kleinen Mengen durch Ausscheidungen (Urin, Kot oder Körperzellen) abgesondert und kann kurz nach Einwanderung einer Art im neuen Lebensraum festgestellt werden (Herder *et al.* 2014, Pilliod *et al.* 2014). Der Zerfall der DNA wird von der zu untersuchenden Art sowie deren

Lebensraum bestimmt. In Marine- und Süßgewässern kann der Zerfall, abhängig der Nachweis-Methode und des Milieus, nach Stunden bis hin zu einem Monat eintreten (Dell'Anno und Corinaldesi 2004, Dejean *et al.* 2011, Herder *et al.* 2014). Kälte und Trockenheit verlangsamen den Degradationsprozess, während Wärme und Nässe die Degradation beschleunigen (Willerslev und Cooper 2005). Die abgesonderte DNA wird oftmals durch biotische und abiotische Faktoren (z. B. endogene Nukleasen, Wasser, UV-Strahlung und die Einwirkung von Bakterien und Pilzen) zersetzt und durch organische und anorganische Partikel absorbiert (Hebsgaard *et al.* 2005, Shapiro 2008). Im Wasser wird der Zerfall der DNA größtenteils durch DNA-Hydrolyse und Depurinierung eingeleitet (Lindahl 1993).

Die Analyse der in Kot-, Wasser- oder auch Sedimentproben auftretenden eDNA ermöglicht die Detektion einer oder mehrerer Spezies. Zur Untersuchung der eDNA wurden die molekularbiologischen Methoden: Die klassische Polymerase-Kettenreaktion (PCR) zur Amplifikation der DNA und die Restriktionsfragment-Längenpolymorphismus-Analyse (RFLP) zur Identifizierung der *F. immunis* eDNA herangezogen.

Zur Speziesidentifizierung der Art *F. immunis* sollte ein eDNA Protokoll erstellt werden, das die Detektion der Flusskrebsart und die Erstellung eines eDNA-Profiles ermöglichen soll.

1.4.3. Stein- und Reusen-Befischung

Zur Detektion und Entnahme der Tiere sollten Reusen erstellt und modifiziert werden, welche die Befischung erleichtern. Die Reusen sollten so konzipiert werden, dass sie aufgrund ihrer Beschaffenheit möglichst effektiv für den Fang von der Art *F. immunis* geeignet sind. Eine weitere Fang- und Detektionsmethode war der Kalksand-Lochstein. Er ähnelt den bevorzugten Behausungen der Tiere und wurde mit den Reusen als Fanginstrument verglichen. Im Rahmen der Arbeit wurde versucht die bestmögliche Fangmethode herauszufinden.

1.5. Zielsetzung der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit war es, die Auswirkungen des gebietsfremden *Faxonius immunis* auf das Biotop und die Biozönose der besiedelten Gewässer im Großraum

Düsseldorf zu erforschen. Hierzu wurde die Art in den Gewässerabschnitten Düsseldorfs und Umgebung lokalisiert, kartiert und ein eDNA-Verfahren zur Detektion entwickelt. Im Rahmen des Projektes sollten die möglichen Einwanderungsrouten vom Oberrheinsystem bis hin zum Gewässersystem Düssel ermittelt und die Größe sowie die Ausbreitung des Düssel-Bestandes bestimmt werden.

In Anlehnung an bestehende Forschung konzentrierten sich die hier durchgeführten Maßnahmen auf die mögliche Entfernung oder Eindämmung der Kalikokrebspopulation. Hierzu wurden verschiedene Fangmethoden getestet, darunter Reusen und Lochsteine, um effektiv gegen die Art vorzugehen.

Weiterführend sollen die in dieser Studie gesammelten Erkenntnisse mögliche Ansätze und Maßnahmen aufzeigen, die auch in weiteren befallenen Gewässern angewandt werden können.

2. Material und Methoden

Zur Gefahreneinschätzung und Maßnahmenbestimmung wurde eine präzise Kartierung des Gewässersystems Düssel sowie umliegender Gewässer durchgeführt. Die Kartierung des in der Düssel bestehenden Ausbreitungsgrades der *F. immunis* erfolgte mittels Hand-, Netz-, Kalksand-Lochstein- und Reusen Befischung sowie mittels laboratorischer Testungen von Sedimentproben auf environmental DNA (eDNA; Tabelle 2, Abbildung 5).

Tabelle 2: Tabellarische Auflistung der Kartierungsmethoden, der Untersuchungsgebiete, des Untersuchungszeitraums und der ausführenden Personen, die in dieser Arbeit einfließen. MZB = Makrozoobenthosbeprobung, KLB = Kalksand-Lochstein-Beprobung. Die Makrozoobenthosbeprobung wird jährlich von dem Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf im Großraum Düsseldorf zur Kontrolle der Gewässerqualität und des ökologischen Zustandes durchgeführt. Die Kalksand-Lochstein-Beprobung wird nach Protokoll des Prof. Dr. Martens der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe realisiert.

Methode	Untersuchungsgebiet	Zeitraum [MM.JJJJ]	Ausführende Personen
MZB	Großraum Düsseldorf	2015-2019	Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf
KLB	Großraum Düsseldorf Erft Erft, Albertussee	08.2019 07.2019 12.2019	Vermiert Schneider Vermiert
eDNA-Profil	Großraum Düsseldorf	03.-04.2020	Vermiert
Reusen und KLB	Louise-Dumont-Straße Yorck-, Louise-Dumont-Straße	09.-10.2019 10.2019	Vermiert

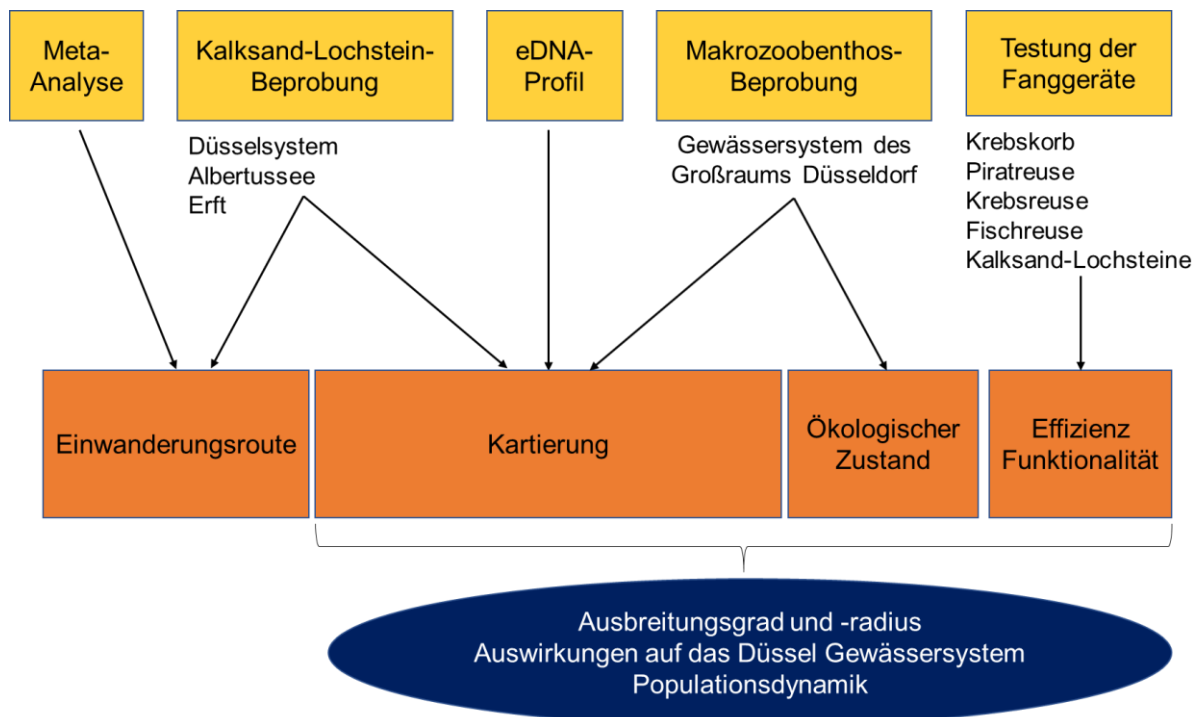


Abbildung 5: Illustrierung der Arbeitsschritte (gelb), Ergebnisdarstellung (orange) und Schlussfolgerung (blau).

2.1. Untersuchungsgebiet – Gewässersystem Düssel

Der Flusslauf der Düssel erstreckt sich über ca. 40 Kilometer, beginnend im bergischen Land zieht er quer durch verschiedene Naturschutzgebiete bis er schließlich in den Rhein bei Düsseldorf mündet. Dabei tritt die Düssel nicht an ihrem Quellstein, sondern nahe Neviges (42553 Velbert) zutage, wo sich mehrere Rinnsale ausgehend von der Quellmulde in einen Bach vereinen. Mehrere Nebenflüsse, darunter der Mettmanner Bach, der Hubbelrather Bach, der Rotthäuser Bach, der Pillebach und der Eselbach, speisen schließlich die zum Fluss angewachsene Düssel (Abbildung 6; Keyworkers des Stadtmuseums Düsseldorf 2016).

Von der Quellmulde ausgehend weist die obere Düssel [Gewässerabschnitt Gruitzen – Einmündung Mettmanner Bach] bei mittlerer Wasserführung von 550 l/s eine durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit von 60 cm/s auf. Die Breite und Tiefe des Gewässerbettes kann erheblich variieren, weil der größte Teil der Gewässersohle steinig, felsig und kiesig ist und turbulente Strömungsverhältnisse aufweist (Kirchhoff 1986).

Die untere Düssel [Gewässerabschnitt Neandertal – bis zur Stadtgrenze Düsseldorf] zeigt einen recht naturnahen - über längeren Strecken ziehenden - Uferbewuchs. Bei einer mittleren Wasserführung von 850 l/s liegt die durchschnittliche

Strömungsgeschwindigkeit bei ca. 60 cm/s. Die Tiefe von 40 bis 60 cm und Breite von sechs bis sieben Meter des Gewässerbettes bewirkt eine deutliche Abnahme der Strömungsgeschwindigkeit sowie eine Zunahme der Wassertemperatur und führt gleichzeitig zu Schlammansammlungen im Flussbett (Kirchhoff 1986).

Durch menschliches Einwirken veränderte sich das früher an einigen Stellen stark tosende Gewässer zu einem meist ruhig fließenden Fluss. Durch das seit 1980 wachsende Umweltbewusstsein wurden Renaturierungs- und Restaurierungsprojekte für viele Abschnitte der Düssel durchgeführt. Die Düssel ist jedoch trotz dieser Maßnahmen ein überwiegend ruhiger, stiller Fluss geblieben (Keyworkers des Stadtmuseums Düsseldorf 2016), welches ihn zu einem geeigneten Lebensraum für viele invasive Flusskrebarten macht. Im Sommer weisen die innerstädtischen Gewässer durch Bodenabtragung eine starke Trübung und hohe Schlammansammlung auf.

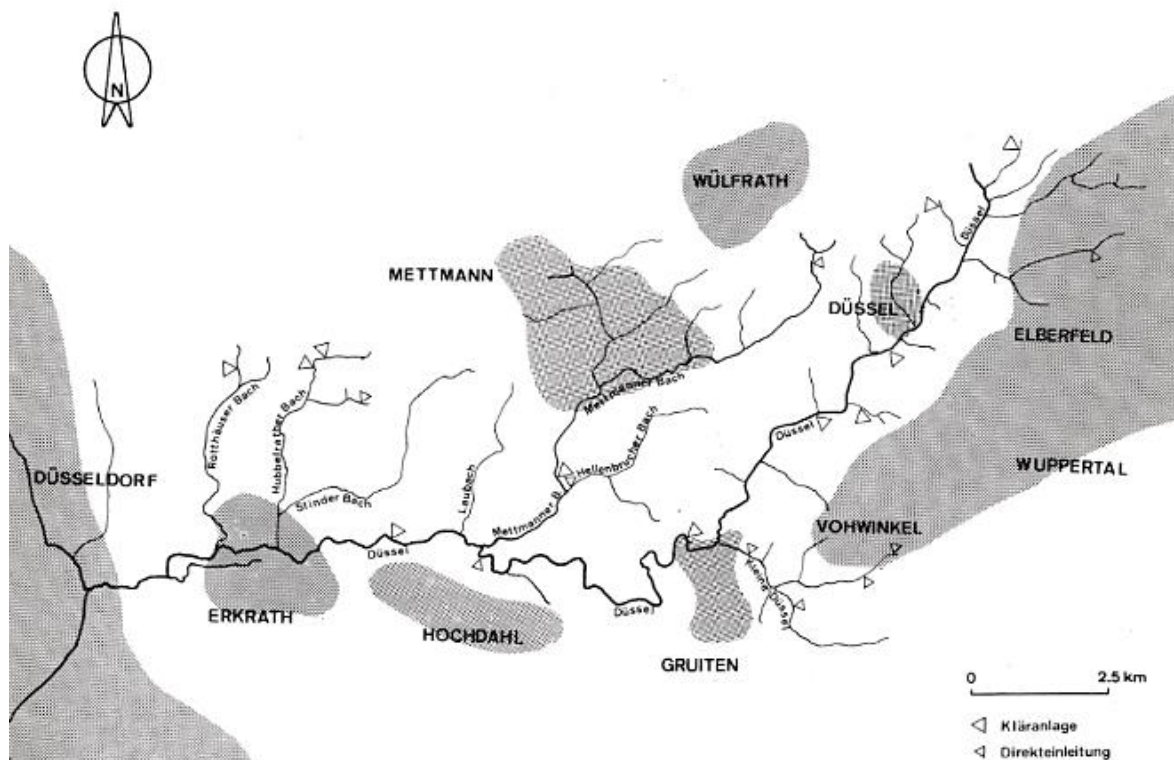


Abbildung 6: Einzugsgebiet der "Düssel" zwischen Wuppertal und Düsseldorf; Quelle: Kirchhoff N (1986) Untersuchungen zum Sauerstoffhaushalt und zur Gewässergüte der „Düssel“ und des „Mettmanners Baches“. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Wasser und Abfall/LWA Schriftenreihe 42 (Selbstverlag), Düsseldorf.

Im innerstädtischen Bereich Düsseldorfs wird die Düssel mittels eines Spaltwerks in die Nördliche und Südliche Düssel aufgliedert, stark reguliert und über lange Strecken durch unterirdische Kanäle geleitet. Oberirdisch wird die Düssel durch Gräben geleitet und bildet nur kurze sichtbare Flussabschnitte oder größere Gewässer wie den Schwanenspiegel, den Kaiserteich, den Spee'schen Graben und die Landskrone im

Hofgarten. Am Ende des nördlichen und südlichen Armes der Düssel, nahe der Stadtgrenze Düsseldorfs, ermöglichen zwei Spaltwerke die Regulierung und weitere Aufgliederung der Düssel. Anknüpfend an die südliche Düssel steuert ein Spaltwerk den Abfluss in den Brückerbach, der zwischen Himmelgeist und Flehe in den Rhein fließt und im nördlichen Bereich kontrolliert ein zweites Spaltwerk den Abfluss der Düssel in den Kittelbach, der bei Kaiserswerth in den Rhein mündet. Die Abzweigungen fungieren bei Hochwasser als Über- und Ablauf zum Rhein (Abbildung 7; Keyworkers des Stadtmuseums Düsseldorf 2016).



Abbildung 7: Karte des innerstädtischen Düssel Gewässersystems. Die Ungeteilte Düssel wird durch ein Spaltwerk in einen nördlichen und einen südlichen Abschnitt aufgeteilt, welche in ihrem späteren Verlauf durch weitere Spaltwerke aufgegliedert werden. Die Landskrone, der Kaiserteich, der Spee'sche Graben und der Volksgarten sind Ziergewässer der Stadt Düsseldorf. Die angezeigte Karte wurde mittels des Programmes QGIS sowie der vektoriiellen Geodaten Gewässerstationierungskarte Quelle: NRW Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen – Datenlizenz Deutschland – Gewässerstationierungskarte NRW – Version 2.0. https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/gsk3c/ (Zugriff 11 Dezember 2019) erstellt.

2.1.1. Querbauwerke des innerstädtischen Gewässersystems

Bestehende Querbauwerke könnten die Ausbreitung und -route des Kalikokrebs beeinflussen. Darauf basierend wurden existierende Hindernisse im Verlauf der Düssel und den anliegenden Bächen überprüft.

Die Daten der Gewässerlage der Düssel und der regulativen Querbauwerke wurden aus dem elektronischen wasserwirtschaftlichen Verbundsystem ELWAS für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2020) und aus den Angaben der Unteren Fischereibehörde Düsseldorfs zusammengestellt.

Zu den Querbauwerken, die in der Düssel vorzufinden sind, zählen: Spaltwerke (bewegliche Wehre, Streichwehre), Dämme, Abstürze, Gleiten, Rampen und Sohlschwelen.

Bis zum Spaltwerk Höherhof, nahe der Stadtgrenze Düsseldorf, verläuft der geschwungene Gewässerverlauf der ungeteilten Düssel relativ gradlinig. Die aufgeteilte Düssel wird durch ein regelmäßig ausgebautes trapezförmiges Gerinneprofil geleitet. Die Nördliche Düssel führt durch ein locker besiedeltes Stadtgebiet, wogegen die Südliche Düssel durch ein überwiegend dicht besiedeltes Gebiet führt.

Die Südliche Düssel weist einen gradlinigen Verlauf bis zur Krippstraße auf. In diesem Abschnitt wird der Fluss über 445 Meter unterirdisch weitergeleitet und tritt an der Karlsruher Straße wieder zutage. Im Bereich Karlsruher- bis Düsseldorfthaler Straße zeigt die Düssel bis zur Mündung Eselsbach einen leicht geschwungenen Flusslauf. Sie unterquert die Autobahn A46 in Höhe der Straße Werstener Feld und verläuft parallel zu dieser bis zur Kölner Landstraße. Durch ein Rohrsystem wird sie mittels Spaltwerk in die Innere Nördliche Düssel und den Brückerbach eingeleitet (Rieß-Dauer *et al.* 2014).

Abzweigend von der Südlichen Düssel wird der Großteil des Abflusses über ein Wehr in den Brückerbach geleitet. Der Brückerbach wird durch zahlreiche Querbauwerke geprägt, darunter 6 Abstürze von 0,1 bis 1,6 Meter Gefälle, drei Sohlenschwellen und zwei Gleiten. In zwei Gewässerausbaumaßnahmen 2005 und 2007 wurde der Bach zur Passierbarkeit durch vier Fischaufstiegsanlagen umgestaltet (pers. Mitt. Untere Fischereibehörde).

Die Innere Südliche Düssel durchläuft vom Volksgarten, bis hin zum Durchlauf der Ziergewässer Schwanenspiegel und Kaiserteich fünf kleine Abstürze mit Gefällen zw. 0,1 und 0,3 Metern. Die Ziergewässer Schwanenspiegel und Kaiserteich sind über ein 200 Meter langen Düker, den Kö-Graben und einer ca. 280 Meter langen unterirdischen Rohrverbindung mit der Landskrone verbunden. Über eine weitere unterirdische Zuleitung erfolgt der Durchfluss durch das Ziergewässer Spee'scher Graben und der Zufluss in den Rhein. Ein Wehr sowie ein Absturz mit zwei Meter Gefälle im Spee'schen Graben verbinden die Innere Südliche Düssel mit dem Rhein. Der Mündungsarm verläuft im Betonkastenprofil über 370 Meter unterirdisch.

Die Mündungsarme der Inneren Südlichen und Inneren Nördlichen Düssel werden im Bereich der Altstadt in den Rhein geleitet. Die Mündungen sind durch ihre Lage an der rechten Prallhangseite des Rheins oftmals starker Strömung ausgesetzt und haben keinen Sohlanschluss. Niedriger oder hoher Rheinpegelstand führt entweder zur Freilegung der beiden Mündungen oder zur Stauung des Ausflusses (pers. Mitt. Untere Fischereibehörde).

Der Verlauf der Nördliche Düssel weist, mit Ausnahme des Abschnittes zwischen Grafenberger Allee und Graf-Recke-Straße, eine Gerade auf. In süd-westlicher Richtung wird sie als Innere Nördliche Düssel abgeleitet. Der überwiegende Teil der Nördlichen Düssel wird in den Kittelbach eingeleitet, der teilweise über mehrere hundert Meter unterirdisch verläuft. Im mäandrierenden Verlauf fließt der Kittelbach durch einen naturnahen Lebensraum üppiger Ufervegetation und Auenbereichen bis zur Unterquerung des Düsseldorfer Flughafens. Im weiteren Verlauf durchquert der Kittelbach Kaiserswerth und mündet nach Absturz in die Rheinauen in den Rhein (Rieß-Dauer *et al.* 2012).

Die Innere Nördliche Düssel ist durch technische Querbauwerke und unterirdisch verlaufenden Abschnitten gezeichnet. Getrennt von der Nördlichen Düssel verläuft die Innere durch den Zoopark in Höhe der Faunastraße, bis hin zur Buscher Mühle (Mulvanystraße) durchläuft sie zwei Abstürze mit je 0,4 und 0,8 Meter Gefälle. Auf Höhe der Buscher Mühle durchfließt die Innere Nördliche Düssel ein Mühlenbauwerk mit einem Absturz von 1,2 Meter Gefälle, unterquert mittels Düker die Bahngleise und erreicht die Yorckstraße. Nahe der Jacobistraße wird der Fluss über einen kleinen Absturz von 0,2 Meter geleitet und mündet am Ostufer der Landskrone. Zusätzlich erfolgt ein Durchfluss der Inneren Nördlichen Düssel über eine Zuleitung in das Becken der

Grönen Jong. Im Jahre 2018/19 wurde die vorher unterirdisch gelegene Mündung, im Zuge des Städtebauprojektes Kö-Bogen, in eine Fischaufstiegsanlage mit 5 Querriegeln umgestaltet.

Die Innere Nördliche Düssel erreicht über eine in Reihenfolge ca. 250 Meter unterirdisch verlaufende Röhre, einem kurzen oberirdischen Teilstück, einem Absturz mit einem ein Meter hohen Gefälle und einem 165 Meter unterirdisch verlaufenden Betonkastenprofil den Rhein. Zur Steuerung des Wasserstandes an der Landskrone befindet sich ein Wehr.

Mit Ausnahme der Ziergewässer Schwanenspiegel/Kaiserteich und Spee'scher Graben wird die geteilte Düssel nicht für fischereiliche Bewirtschaftung genutzt, daher existieren nur sporadische Angaben zum Fischbestand (pers. Mitt. Untere Fischereibehörde). In der Nähe der Jacobistraße wurden 2018 die Fischarten: Aland, Brassens, Döbel, Dreistachliger Stichling, Gründling und Rotauge ermittelt. Die Landskrone weist hingegen in ihrem Gewässer Aal, Brassens, Flussbarsch, Graskarpfen, Grundel, Hecht, Karpfen, Rotauge und Rotfeder auf. Die 2011 im Kö-Graben aufgefundenen Arten waren Flussbarsche, Karpfen, Rotaugen und Schleien. Durch die fischereiliche Nutzung der restlichen Ziergewässer besteht Kenntnis über die dort heimischen Fischarten, zu denen Brassens, Flussbarsch, Hecht, Karpfen, Rotauge und Schleie gehören (pers. Mitt. Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V., Untere Fischereibehörde).

2.2. Weitere Untersuchungsgebiete – Erftunterlauf und Albertussee

Zur Überprüfung der Einwanderungsrouten der Kalikokrebse wurde der Rhein als mögliche Wanderstrecke in Erwägung gezogen. Es bestand die Annahme, dass die Erft als östlicher Zufluss des Rheins sowie der ca. 742,5 Meter östlich vom Rhein gelegene Albertussee, ebenfalls ein Besiedlungsgebiet des Kalikokrebses darstellen könnten. Infolgedessen wurden die Gewässer auf Ansiedlung des Kalikokrebses überprüft.

Die Quelle der Erft entspringt 520 Meter über Normalnull südlich von Bad Münstereifel und weist eine Lauflänge von fast 107 Kilometern auf. Als Gebirgsfluss durchfließt sie zunächst 20 Kilometer die Nordeifel, ab Euskirchen durchquert sie die Niederrheinische Bucht und mündet bei Neuss auf 26 Meter über Normalnull in den Rhein. Im

Gebiet des Erftunterlaufs sind die Gewässer durch unterirdische Verläufe, Begräbung und Einfassung kultiviert (Wirth *et al.* 2008).

Die Informationen zum Fischbestand wurden den Angaben der Erftfischereigenossenschaft (Erftfischereigenossenschaft o. D.) entnommen. Im Zeitraum zwischen 2000 und 2009 wurden die Arten Aal, Bachforelle, Barbe, Barsch, Brassen, Döbel, Hecht, Rotaugen, Rotfeder, Schleie, Wels, Karpfen und Zander in der Erft gefangen. Die Leitarten, die im Erftunterlauf ermittelt wurden, sind Äsche und Barbe und in den Nebenbächen die Bachforelle. Als Begleitarten kommen Aal, Hasel, Hecht, Schleie und Dreistachliger Stichling, in den Nebenbächen Bachneunaugen, Bachschmerle, Koppe, Elritze und Dreistachliger Stichling vor.

Das zweite Gewässer, der Albertussee, ist ein Stillgewässer mit einer Grundfläche von ca. vier Hektar und einer maximalen Tiefe von ca. 3,5 Metern. Die Angaben zum Fischbestand beruhen auf Informationen des Angelsport Vereins ASV-Albertussee e.V. Düsseldorf Heerdt. Vorkommende Fischarten sind: Brassen (*Abramis brama*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Schleie (*Tinca tinca*). Die Anwesenheit von Flusskrebsen wurde von Anglern bestätigt, die aber keine genauen Angaben zu vorkommenden Arten geben konnten.

2.3. Kartierung und Darstellung der Gewässer im Großraum Düsseldorf

Zur Bestimmung der Einwanderungsrouten erfolgte eine Kartierung der Bestände nahe dem gesamten Rheinverlauf mittels Metaanalyse. Die Kartierung der *F. immunis* Bestände in der Düssel und in weiteren Gewässern sowie die Bestimmung der aktuellen Ausbreitung wurden unter Einsatz der drei Methoden Makrozoobenthos-, Kalksand-Lochstein-Beprobung und eDNA-Analyse durchgeführt.

Die Darstellung der für diese Studie angefertigten Karten erfolgte mittels der freien Geoinformationssystemsoftware QGIS 3.8.0 (QGIS Entwicklungsteam 2019).

Die Kartierung der Bestände entlang des Rheines und seiner Seitengewässer erfolgte mittels Metaanalyse verschiedener wissenschaftlicher Artikel. Die vektorisierten Geodaten von Natural Earth (Made with Natural Earth) zur Erstellung der Fluss- und

Begrenzungslinien und OpenStreetMap (OpenStreetMap contributors 2015) zum Kartenhintergrund wurden unter Verwendung des Bezugssystems WGS 84 zur Erstellung der Karte genutzt.

Die Anfertigung aller weiteren Darstellungen erfolgte mittels des Bezugssystems ETRS89 (UTM Zone 32N, 25832). Als Kartenhintergrund diente hier TopPlusOpen (TPO) des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2017). Die Gewässerlinien wurden mittels der vektoriiellen Geodaten „Gewässerstationierungskarte NRW“ (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen) eingezeichnet.

Zur übersichtlichen Gestaltung der Kartensätze wurde für jede Flusskrebsart eine andere farbliche Markierung verwendet (*Faxonius immunis*: türkis, *Faxonius limosus*: gelb, *Pacifastacus leniusculus*: violett, *Procambarus fallax f. virginialis*: grün, siehe Abbildung Nr. 13, 21, 22, 23, 26).

2.3.1. Einwanderungsrouten vom Oberrhein bis zum Düsselsystem

Grundlage der Kartierung der vermeintlichen Einwanderungsrouten waren aus mehreren wissenschaftlichen Artikeln entnommene Koordinaten und Daten der seit 1993 registrierten Vorkommen des Kalikokrebses (Gelmar *et al.* 2006, Ott 2014, 2016, Herrmann *et al.* 2018c, Groß 2019a b, Ottburg *et al.* 2019, Staas 2018). Die vom Rhein ausgehende mögliche Einwanderungsrouten in die Düssel wurde mittels der Kartierungsergebnisse und mit den Informationen der Querbauwerke als mögliche Hindernisse erarbeitet.

2.3.2. Makrozoobenthosbeprobung des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf

Die Makrozoobenthosbeprobung (MZB) wurde vom Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf durch zwei Beamte nach Protokoll „Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung“ vollzogen (Meier *et al.* 2006). Die MZB wird zur Kontrolle der Artenzusammensetzung und Abundanz der im Benthos lebenden makroskopischen Organismen, zu denen auch Flusskrebse zählen, eingesetzt. Vorweg wurden Wasserproben zur Bestimmung der Wasserqualität der einzelnen Gewässerabschnitte entnommen und

die Parameter Temperatur, abfiltrierbare Stoffe (AFS), pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (LF) und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) bestimmt. Zusätzlich wurden die Proben auf den Sauerstoff-, Ammonium-, Nitrat-, Gesamtphosphor-, Chlorid-, Eisen- und den gesamten organischen Kohlenstoffgehalt (TOC) untersucht.

Die Beprobung erfolgte mittels Handbefischung und langstieligem Benthoskescher (Rahmen 25 x 25 cm, Maschenweite 500 µm, Netztiefe 70 cm) in einem Zeitraum von jeweils 30 bis 60 Minuten. Es fanden 20 Teilbeprobungen an jeder Untersuchungsstelle statt, wobei die beprobten Flächen gleichmäßig über die Probestelle verteilt waren. Die erste Teilbeprobung wurde am untersten Ende der Probestelle entgegen der Fließrichtung entnommen. Eine Fläche von 25x25 cm, bei der das Substrat zu einer Tiefe von ca. zwei bis fünf cm in Fließrichtung vor dem Kescher mit dem Fuß aufgewirbelt wurde (Kicksampling) diente als Probenentnahme. Hinzukommend wurden Grobkies, größere Steine und Totholz in geringer Tiefe mittels Hand entnommen und möglichst gründlich auf weitere Makrozoobenthos Organismen untersucht.

Nach jeder dritten bis fünften Teilprobenentnahme wurde der Kescher in eine Weißschale mit ca. drei Liter Wasser ausgeleert und das Probenmaterial mittels des alternativen Lebendsortierverfahrens für das Freiland auf das bestehenden Makrozoobenthos untersucht. Bei der Probennahme sollte ein Flächen-Äquivalent zu den 20 Teilproben der modifizierten AQEM/STAR-Methode erzielt werden. Protokolliert wurden, bezogen auf die Untersuchungsfläche, die einzelnen gefundenen Taxa sowie eine hoch gerechnete Individuenzahl pro 1,25 m².

Im Großraum Düsseldorf fanden im April bis Mai 2019 Untersuchungen an 57 Probestellen durch den Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf auf Wasserqualität und Makrozoobenthos statt; Weitere 12 Gewässerabschnitte der ungeteilten Düssel wurden durch den Bergisch-Rheinischen Wasserverband (BRWS) inspiziert.

2.3.3. Kalksand-Lochstein-Protokoll – ein Detektionsverfahren für Astacoidea

Die verwendeten Kalksand-Lochsteine waren 11-Loch-Kalksandsteine 2DFL der Größe 240x115x113 mm (Marke Durmersheim, HeidelbergCement und Globus Baumarkt), die mit einseitigen Löchern von 30 mm Durchmesser versehen sind (Abbildung 8). Die seitlich am Stein als Schlaufe befestigte Leine (Flechtgarn, 3,0 mm Ø, ohne

Kern, Polyethylen), trieb im Wasser und erleichterte die Platzierung und Entnahme der Steine.

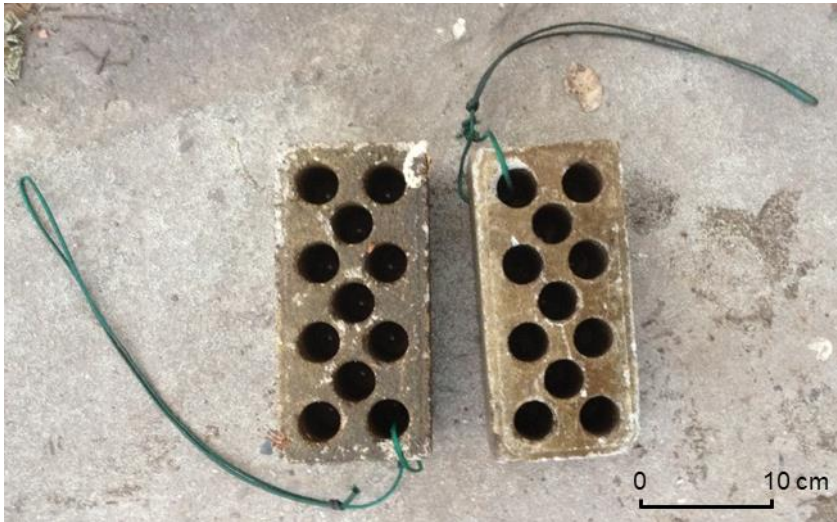


Abbildung 8: 11-Loch-Kalksandsteine 2DFL, Größe: 240x115x113 mm, Durchmesser: 30 mm, einseitige Löcher, Marke Durmersheim, HeidelbergCement und Globus Baumarkt.

Für die Kalksand-Lochstein-Beprobung (KLB) wurden über den August 2019 die Steine in den geographisch auffälligen Gewässerabschnitten nahe dem Ufer, mit den Öffnungen der Löcher gegen die Strömung, platziert. Die Löcher der Steine simulierten die von den Flusskrebse genutzte Verstecke und Bauten und wurden überwiegend von Flusskrebse aufgesucht. Die Beprobung wurde nach Protokoll des Prof. Dr. Martens der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe durchgeführt. Die Steine wurden wöchentlich auf die gesuchte Flusskrebseart kontrolliert und bei Ausbleiben eines Fundes nochmalig an die identische Stelle verbracht. Nach zwei Wochen wurden die Steine endgültig entnommen und an einen anderen Untersuchungsort platziert. Zur Kontrolle der insgesamt 24 Probestellen wurden je zwei Steine pro Gewässerabschnitt platziert (Anhang 1-2).

Zur Kontrolle der Methodik wurden die Fangwahrscheinlichkeit von Flusskrebse (Astacoidea) mittels eines Steines oder zwei Steinen über eine oder zwei Wochen miteinander verglichen.

2.3.4. Environmental DNA-Analyse zur Detektion der Art *F. immunis*

Die Erstellung einer eDNA Analyse zur Lokalisierung des Kalikokrebse sollte zum einen eine systematische Methode zur Vereinfachung der Detektion erschließen und zum anderen Eingriffe in das Ökosystem der Gewässer auf ein Mindestmaß reduzieren.

2.3.4.1. Versuchstiere und Hälterung

Die aus der Düssel gefangenen Kalikokrebse wurden paarweise in Aquarien der Größe 37 x 21 x 27 cm für die Gewinnung der eDNA als positive Kontrolle gehalten. Die Aquarien beinhalteten fünf Liter Wasser und wurden durch eine Hailea Luftpumpe (Aco 9630, 15 Watt, 16 l/min) über einen Schlauch und Luftstein mit Sauerstoff versorgt. Die Böden der Aquarien wurden mit Kies bedeckt und beherbergten Versteckröhren als Behausungen.

2.3.4.2. Gewinnung der Sediment- und Wasserproben

Der Gewässergrund der innerstädtischen Düssel besteht größtenteils aus Sand und schlammigen Sediment mit geringer Kohäsion. Die Nutzung eines Handbohrers war daher nicht geeignet.

Zur Abnahme der Sedimentprobe vom Gewässergrund wurden die oberen zwei Zentimeter des Sedimentes mittels Schlauch vorsichtig angesogen und in eine Schale überführt. Dies sollte die grobe Trennung von Sediment und Wasser ermöglichen.

Insgesamt fünf Gramm des Sediments wurden aus der Schale entnommen und abzüglich des überschüssigen Wassers in ein steriles 50 ml Zentrifugenröhrchen überführt. Die Entnahme des überstehenden Wassers erfolgte mittels Pipette.

Zur weiteren Aufbewahrung und Verarbeitung wurden zusätzlich 10 ml Cetyl trimethyl ammonium bromide (CTAB) in das Zentrifugenröhrchen hinzugegeben. Die Zentrifugenröhrchen wurden bei Bedarf bei -20 °C nicht länger als einen Tag aufbewahrt.

Vor der Entnahme jeder Sedimentprobe wurden alle verwendeten Utensilien mehrfach gereinigt. Die grobe Reinigung erfolgte mittels Flusswasser und nachfolgend durch eine Lösung aus heißem Leitungswasser, Waschmittel und 10 % Bleiche. Die Utensilien verblieben 10 Minuten in der Lösung, worauf sie im letzten Reinigungsschritt mit klarem Leitungswasser abgespült wurden.

Die Untersuchung der Wasserproben bedingte die Entnahme und Kühlung eines Liters Aquariumwassers. Die Verwendung steriler Handschuhe und die Säuberungsschritte sollten eine mögliche Kontamination verhindern.

2.3.4.3. Filtrierung und DNA-Extraktion

Die Extraktion der eDNA aus dem Sediment wurde nach dem von Turner *et al.* (2015) modifizierten CTAB Extraktionsprotokoll durchgeführt.

Die Filterung der Wasserproben durch einen Zellulose Acetat Filters mit einem 47 mm Durchmesser und einer 0,45 µm Porengröße, erfolgte über eine Membran-Vakuumpumpe Type MZ 2C des Herstellers VACUUBRAND GMBH + CO KG.

Zur eDNA Extraktion wurde eine Wasserprobe von einem Liter aus dem Aquarium entnommen und je 500 ml gefiltert. Der Filter wurde mit einer sterilen Pinzette entnommen, zerkleinert und in ein 1,5 ml Eppendorf platziert. Vor jeder neuen Filtrierung wurden Pinzette, Schere und allen weiteren Utensilien unter Hitzeeinwirkung mithilfe von 70 % Ethanol gereinigt.

Die für die spätere Unterscheidung der eDNA notwendige Flusskrebs-DNA wurden aus Gewebeproben der Schwanzmuskulatur gewonnen. Die Extraktion der DNA und eDNA vom Filter geschah nach dem Gewebeprotokoll des kommerziell erwerblichen peqGOLD Tissue DNA Mini Kit.

2.3.4.4. Primerdesign

Für die Amplifikation und Bestimmung der Kalikokrebs eDNA wurden die für eDNA Analysen übliche mitochondriale Cytochrome C Oxidase Untereinheit I (COI) Sequenz ausgewählt und mit den COI Sequenzen heimischer und invasiver Flusskrebsarten verglichen. Die mitochondriale COI Sequenz wurde aufgrund ihrer hohen Kopieanzahl in den Zellen und ihrer Evolutionsrate, die die genetische Unterscheidung zwischen den Arten gewährleistet, verwendet (Herder *et al.* 2014). Das Alignment erfolgte über ClustalW Applikation von BioEdit (Hall 1999). Die Datensequenzen wurden von der öffentlichen Datenbank GenBank NCBI übernommen.

Die spezifischen Primer wurden mithilfe des PrimerBLASTs (Ye *et al.* 2012) erstellt und in-silico, in-vitro und in-situ Verfahren getestet. Zur Kontrolle der Primer Spezifität wurde DNA von den Krebsarten *Faxonius immunis*, *Faxonius limosus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii* und *Procambarus fallax f. virginialis* aus Muskelzellextrakt extrahiert.

Die Sequenz des Forward Primers 5'- GGT TGG AAC AGG ATG GAC TGT GTA C - 3' und des Reverse Primers 5'- GCT CCT GCT AAA ACA GGT AAA GAC -3' erzeugten eine 252 bp lange Sequenz.

2.3.4.5. Polymerase-Kettenreaktion [PCR]

Die PCR ist ein in-vitro Verfahren zur Vervielfältigung der Erbsubstanz. Der PCR Mastermix beinhaltete Puffer (1x), MgCl₂, dNTPs, Primer Forward, Primer Reverse, Taq Polymerase und ad. 15 µl H₂O. Während aller laboratorischer Schritte kam Millipore H₂O zum Einsatz (Tabelle 3).

Tabelle 3: Angaben zu Reagenzien und Volumen eines PCR Ansatzes.

Mastermix Reagenzien	Volumen für einen Ansatz [µl]
10x Reaktionspuffer (ROTH)	1,5
dNTPs 5 mM (ROTH)	1
MgCl ₂ 25 mM (PEQLAB)	0,6
Primer Forward 5 µM (IDT)	0,5
Primer Reverse 5 µM (IDT)	0,5
ROTI®Pol TaqS 5U/µl (ROTH)	0,05
ad. ddH ₂ O	15

Nach Bedarf wurden zwischen 2 bis 4 µl Template einem PCR Ansatz zugefügt. Die Negativkontrolle beinhaltete anstelle der Template-DNA H₂O. Die Templatemenge bei den eDNA Extrakten betrug 4 µl.

Die Amplifikation der DNA und eDNA mittels PCR fand unter Einsatz des Labcyclers der SensoQuest GmbH statt (Tabelle 4). Bei Bedarf wurden zwei PCR Läufe hintereinandergeschaltet und für jeden Gewässerkontrollpunkt sechs PCR Replikate pro eDNA Extrakt angesetzt. Die Anzahl an Zyklen wurde bei der Amplifikation von Gewebe DNA auf 30 Zyklen reduziert.

Tabelle 4: PCR-Programm zur eDNA Amplifikation.

Temperatur	Dauer	Zyklusanzahl	Funktion
95 °C	5 min	1x	einleitende Denaturierung
95 °C	30 s	55x	Denaturierung
61 °C	30 s		Primerhybridisierung (annealing)
72 °C	12 s		Elongation
72 °C	5 min	1x	finale Elongation
4 °C	∞	1x	Lagerung

2.3.4.6. Restriktions-Fragment-Längen-Polymorphismus [RFLP] Analyse zur Speziesidentifizierung

Für die eDNA Detektion des Kalikokrebses sowie möglicherweise anderer Flusskrebsarten wurde die molekularbiologische Methode RFLP herangezogen. Die RFLP nutzt Variationen homologer DNA-Sequenzen, sogenannte Polymorphismen, zur Unterscheidung von Arten durch Differenzierung der Sequenzen mittels Restriktionsverdau. Die in der RFLP-Analyse verwendeten Primer können die meisten in NRW existierenden Flusskrebsarten detektieren. Zur RFLP-Analyse wurde ein Restriktionsenzym genutzt, das eine spezifische sechs Basenpaar lange DNA-Sequenz als Schnittstellen erkennt und sie gezielt schneidet. Differenzierte Schnittmuster durch Variationen der Flusskrebs DNA-Sequenzen führten zu unterschiedlichen DNA-Fragmenten, die die Differenzierung der Flusskrebsarten gestatteten.

Der PCR folgend wurde das Restriktionsenzym BsaAI zur Restriktion der eDNA Amplifikationsprodukte verwendet. Bei erfolgreicher PCR Amplifikation sollte das Schnittmuster der Kalikokrebs-DNA Längen von 152 und 100 bp produzieren. Die DNA-Abschnitte der Flusskrebse *F. limosus*, *P. leniusculus*, *P. cambarus* und *P. fallax f. virginalis* sollten keine Schnittstellen vorweisen und bei einer Länge von 252 bp verbleiben. Die in der RFLP-Analyse verwendeten Primer können mit Ausnahme vom *Faxonius limosus* alle in NRW existierenden Flusskrebsarten detektieren.

2.3.4.7. Gelelektrophorese der PCR- und RFLP-Produkte

Eine darauffolgende hochauflösende, vertikale Polyacrylamid-Gelelektrophorese wurde für die Kontrolle und Visualisierung der Ergebnisse der PCR Amplifikationsprodukte und Restriktionsprodukte des Verdau eingesetzt.

Die Polyacrylamidgele, gegossen in einem SureCast™ Handcast System (Invitrogen), benötigten entsprechende Volumina zur Herstellung von einem Polyacrylamidgel, Trenngel 12 % und Sammelgel 4 % mit je einem Crosslink von 3 % (Acrylamidlösung 30 % (v/v), Bisacrylamidlösung 2 % (v/v), Rotiphorese, Roth; Ammoniumperoxodisulfat [APS], Roth; Tetramethylethylendiamin [TEMED], Roth). Sie wurden anhand der Formel 1 berechnet und gemäß Tabelle 5 zusammenpipettiert.

Formel 1: Acrylamid und Bisacrylamid Volumenberechnung

$$Va = \frac{[T*(100-C)*Vt]}{3000} ; Vb = \frac{(T*C*Vt)}{200}$$

Vt =Gesamtvolumen (7 ml Trenn-; 2 ml Sammelgel)

T = Gelkonzentration in %

C = Crosslink in %

Va = Volumen Gellösung A (ml)

Vb =Volumen Gellösung B (ml)

Tabelle 5: Pipettierschema zur Herstellung eines Polyacrylamidgels, zusammengesetzt aus einem 4 %igen Sammelgel (2 ml) und einem 12 %igen Trenngel (7 ml).

Reagenz	Volumen	
	Trenngel [12%]	Sammelgel [4%]
Gellösung A	2,72 ml	0,26 ml
Gellösung B	1,26 ml	0,12 ml
0,5 mol/l Tris-HCl Puffer, pH 8.8	1,75 ml	0,5 ml
add. x ml H ₂ O	1,197 ml	1,099 ml
10 % APS (w/v)	70 µl	20 µl
TEMED	7 µl	2 µl
Gesamtvolumen	7 ml	2 ml

Jeweils 2 µl der Amplifikations- oder 4 µl der Restriktionsprodukte wurden mit halbem Volumen 6x Loading Dye gemischt und auf das Gel aufgetragen. Als Größenmarker wurde 1 µl 100 bp-DNA-Leiter equalized (ROTH) verwendet. Die elektrophoretische Auftrennung erfolgte in 60 Minuten in einer vertikalen Gelkammer (XCell SureLock™, Invitrogen) mit 1x TAE-Puffer bei einer Stromstärke von 200 Volt. Die Visualisierung der DNA-Banden erfolgte mittels Silberfärbung nach dem Protokoll von Mean *et al.* (2004). Die Fixierung der DNA wurde durch eine zweimalige drei Minuten dauernde Inkubation in einer Lösung (10 % Ethanol v/v, 0,5 % Essigsäure v/v) ermöglicht. Einer 15minütigen Inkubation in einer 0,1 %igen Silbernitratlösung folgend, wurden zwei Waschschrte in Millipore-Wasser zur Vermeidung einer starken Hintergrundfärbung durchgeführt. Die nachfolgende Inkubation in 1,5 %iger Natriumhydroxidlösung, versetzt mit 0,1 % Formaldehyd (v/v), bedingte die Reduzierung der Silberionen und die Schwarzfärbung der DNA. Die Intensität der Schwarzfärbung orientierte sich an dem Verbleib des Gels in der Lösung.

2.4. Fangmethoden – Reusen und Kalksand-Lochsteine

In der Studie wurden vier verschiedene Reusentypen: Die Pirat-, die Krebs-, die Fischreuse und der Krebskorb eingesetzt. Der Krebskorb wurde nach Bauanleitung erstellt (Abbildung 9; Niklas 2013). Die Pirat-, Krebs- und Fischreuse sind kommerziell erhältlich und wurden zu Vergleichszwecken einbezogen (Abbildung 10). Jeweils ein Exemplar der Piratreuse und des Krebskorbes wurden für die Studie modifiziert.

Die jeweiligen Reusen wurden nach Bedarf mit einem Gewicht beschwert und mittels einer Leine in das zu kontrollierende Gewässer nahe dem Ufer platziert. Die Eingänge waren der Strömung leicht abgewandt. Die Kontrolle des Ertrags der Reusen erfolgte jeweils nach einem Tag. Allein invasive Flusskrebarten wurden mittels Reusen aus dem Gewässer entfernt. Die gewonnenen Daten wurden mit dem catch per unit effort [CPUE] berechnet.

Der nach Bauanleitung erstellte Krebskorb (Abbildung 9, A1-2; Niklas 2013) wurde mit erhältlichem Material aus dem Bauhandel erstellt. Dazu dienen: Zwei Teichpflanzenkörbe der Größe 28x28x18 cm, große und kleine Kabelbinder, eine Spule Gartendraht und eine Hartplastikröhre mit 50 mm Durchmesser, die in 20 cm große Stücke zerlegt wurde. In die zwei Teichpflanzenkörbe wurden jeweils am oberen Rand einer Seite drei Löcher und in die Stücke der Hartplastikröhre wurden jeweils vier Löcher gebohrt. Die Röhrenstücke wurden daraufhin mittels kleiner Kabelbinder an der Innenseite jedes Korbes befestigt. Ein Loch mit dem Durchmesser von ca. 3-4 cm wurde an der Stelle der Röhre als Eintrittsloch in die Seite des Korbes geschnitten. Die zwei Körbe wurden mittels der vorher gebohrten Löcher und mehreren kleinen Kabelbindern auf einer Seite miteinander verbunden. Der Gartendraht wurde zum Verschließen des Konstruktes verwendet. Die Körbe wurden auf der nicht verbundenen Seite mit einem großen, nicht vollständig zugezogenen Kabelbinder versehen, an die ein Seil mittels Schlaufenknoten befestigt und der Korb ins Wasser gelassen werden konnte. Am Boden der Körbe wurden 2 cm große Löcher geschnitten, welche einen besseren Wasseraustausch gewähren sollten. Der fertige Krebskorb war 36x28x28 cm groß und besaß, mit Ausnahme der genannten Löcher, eine Lattenweite von unter 1 mm.

Das Anbringen zwei weiterer Pflanzenkörbe an den Eintrittslöchern sollte das Auffinden der Öffnungen und den Einstieg in die Körbe erleichtern (Abbildung 9 B1-2).

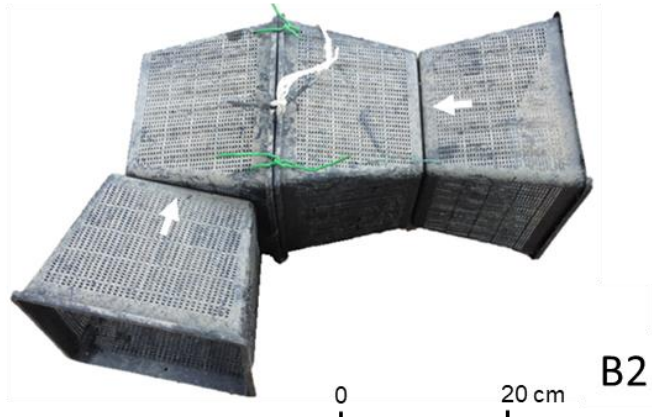
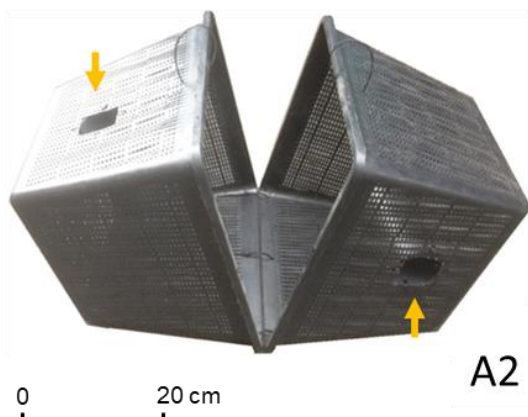
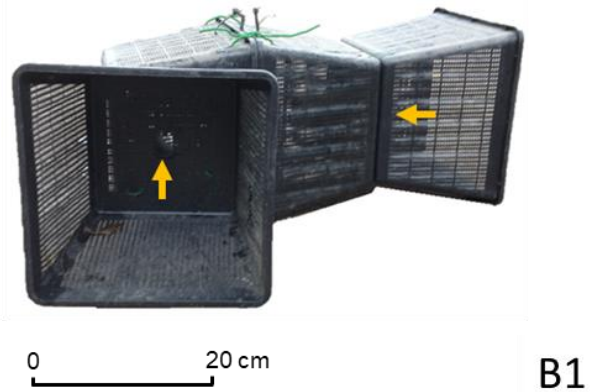
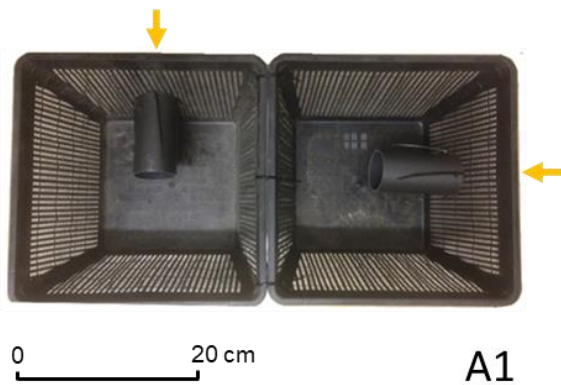


Abbildung 9: Krebskorb mit 2 Öffnungen nach Bauanleitung erstellt (**A1-A2**, Modell 1) und modifiziert (**B1-B2**, Modell 2). Die Modifizierung soll den Flusskrebsen das erleichterte Auffinden der Eintrittslöcher ermöglichen. **A1** Innen-, **A2** Außen-, **B1** Seitenansicht, **B2** Oben-Perspektive. Zwei Teichpflanzenkörbe der Größe 28x28x18 cm, große und kleine Kabelbinder, eine Spule Gartendraht und eine Hartplastikröhre mit 50 mm Durchmesser, die in jeweils 20 cm Stücke zerlegt wurde, wurden für den Zusammenbau des Krebskorbes verwendet. Für die modifizierte Version (**B1-B2**, Modell 2) wurden jeweils zwei weitere Teichpflanzenkörbe benötigt. Lattenweite: 1 mm; Größe: 36x28x28 cm. Orange und weiße Pfeile markieren die Eintrittslöcher. Niklas (2013) Bauanleitung für Krebskorb. Quelle: <http://gewaesserwart.de/bauanleitung-fuer-krebskorb/> (Zugriff am 4 Juni 2019).

Alle kommerziell erhältlichen Reusen besaßen zwei flach angelegte Eingänge. Die Piratenreuse (Abbildung 10 C1) war mit einer Größe von ca. 65x32x25 cm und einer Lattenweite von 4x1 cm für größere Krebstiere gedacht. Das Verkleinern der Lattenweite bei der Piratreuse um die Hälfte (2x0,5 cm) mittels stabilen Schnüren sollte das Fangen kleinere Flusskrebse ermöglichen (Abbildung 10 C2). Die Krebsreuse (Abbildung 10 D) wies eine Größe von 60x45x25 cm und eine Maschenweite von 10 bis 15 mm vor, während die Fischreuse (Abbildung 10 E) eine Maschenweite von 3 mm und eine Größe von 75x28x28 cm vorwies.

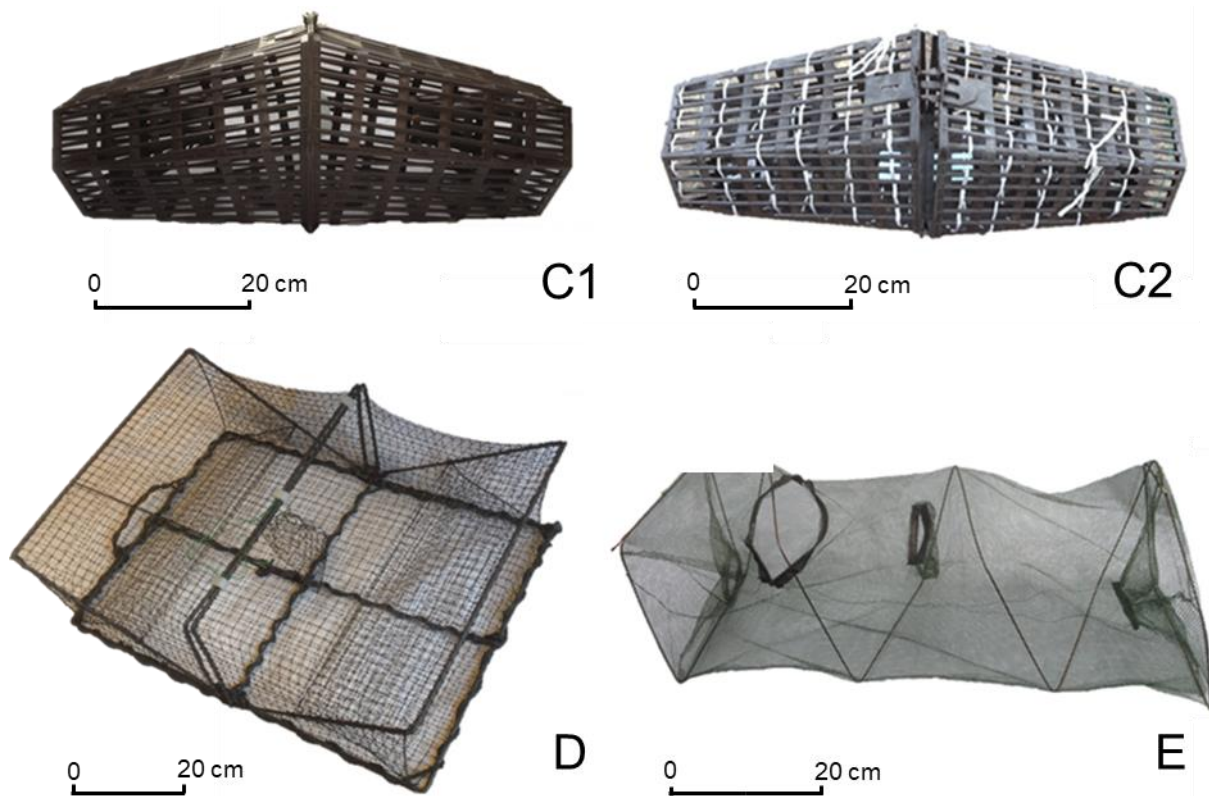


Abbildung 10: Kommerziell erhältliche Reusen [C-E]; [C1] Piratenreuse (Modell 1): Lattenweite 4x1 cm, Größe: 65x32x25 cm; [C2] Piratenreuse modifiziert (Modell 2): Lattenweite 2x0,5 cm, Größe: 65x32x25 cm; [D] Krebsreuse: Maschenweite 10-15 mm, Größe: 60x45x25 cm; [E] Fischreuse: Maschenweite: 3 mm, Größe: 75x28x28 cm.

Zerkleinerte Köderfische dienten in allen Versuchen als Lockmittel und wurden alle drei Tage ersetzt.

Zu Vergleichszwecken wurden je zwei Kalksand-Lochsteine (2.3.3) gleichzeitig mit den oben genannten Reusen in die Gewässerabschnitte platziert und täglich kontrolliert. Die aus den Freilandversuchen mittels Reusen und Lochsteinen gewonnenen Daten wurden auf die Unterschiede der Fanggeräte (CPUE), Größe, Gewicht und Anzahl der Tiere sowie Geschlechtsverteilung kontrolliert (Anhang 3-9).

2.5. Vergleich zweier Gewässerabschnitte mit Kalikokrebsbeständen

Der Düssel Gewässerabschnitt nahe der Yorckstraße verläuft ca. 230 m oberirdisch und ist ein renaturierter Düsselabschnitt, der eine steinige Uferböschung, eine Vielzahl an Makrophyten und Versteckmöglichkeiten bietet (Abbildung 11). Im Juli 2019 lagen die chemischen Qualitätskomponenten des Gewässers nach Voraussetzungen der Oberflächengewässerverordnung, darunter auch die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) mit

5 mg/L und der Sauerstoffgehalt mit 8,8 mg/L, im akzeptablen Bereich (Daten des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf). Anfang April 2019 konnten mittels Handabfischung in einer Zeitspanne von unter 30 Minuten fünf Kalikokrebse, darunter auch ein eiertragendes Weibchen und ein Signalkrebs aus dem Gewässer entnommen werden. Zwei Monate danach wurden Jungtiere vorgefunden, die auf die Präsenz von mindestens einem weiteren eiertragenden Weibchen hinweisen.

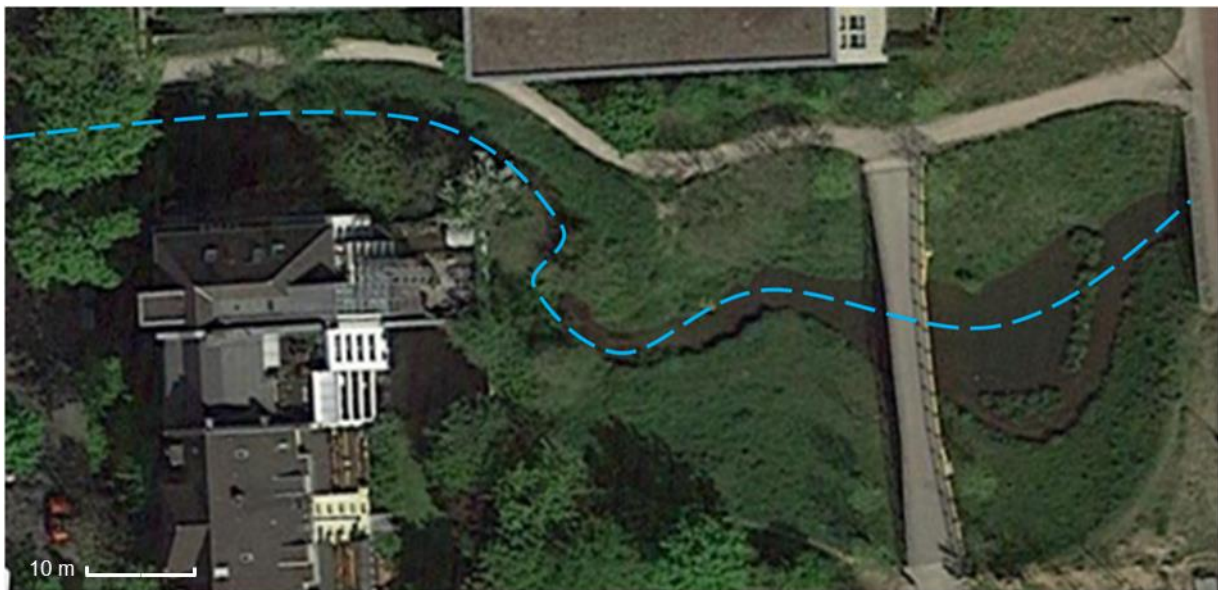


Abbildung 11: Gewässerabschnitt nahe der Yorckstraße. Blaue Linie deutet auf den Flussverlauf. Quelle: Sattelitenbild aus Google Maps 02.02.2020.

Der Düssel Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße ist hingegen ein gradliniger oberirdisch verlaufender Kanal mit Uferbegrenzung, der wenig Versteckmöglichkeiten bietet und größtenteils von Enten und Gänsen aufgesucht wird (Abbildung 12). Auch hier lagen im Juli 2019 die chemischen Qualitätskomponenten des Gewässers, darunter auch die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) mit 12 mg/L und der Sauerstoffgehalt mit 10,1 mg/L, im akzeptablen Bereich (Daten des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf). Der größere Bestand wurde im Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße während der im August 2018 durchgeführten Abfischung des 30 Meter abgedämmten Baustellenbereichs registriert (Staas 2018).



Abbildung 12: Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße. Blaue Linie deutet auf den Flussverlauf. Quelle: Sattelitenbild aus Google Maps 02.02.2020.

Zur Kontrolle, ob die Fangwahrscheinlichkeit in Bezug auf das Biotop und die Biozönose mittels des Krebskorbes Modell 1, Piratreuse Modell 1 oder Kalksand-Lochstein beeinträchtigt worden war, wurde der renaturierte Gewässerabschnitt Yorckstraße (Anhang 10-12) mit dem stark verbauten Gewässerabschnitt Louise-Dumont-Straße (Anhang 13-15) verglichen. Augenscheinliche Veränderung der Bestandsgröße der *F. immunis* und *P. leniusculus* wurden überprüft (Anhang 10-15).

2.6. Vergleich der Gewässer mit und ohne Kalikokrebsbestand

Im Ziergewässer Kaiserteich und in dem Düsselabschnitt nahe der Yorckstraße wurden die ersten Erfassungen des Kalikokrebses durch MZ-Beprobung des Stadtentwässerungsbetriebs im August 2018 und 2019 gemeldet.

Zur Überprüfung der Veränderungen im Makrozoobenthos der zwei Gewässerabschnitte über die Jahre 2015 bis 2019 wurde das deutsche Bewertungssystem PERLODES (Desktopversion ASTERICS 4.0.4; AQEM-Konsortium 2013) herangezogen. PERLODES überprüft die ökologische Qualität von Fließgewässern auf Grundlage des Makrozoobenthos nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Weitere Gewässerabschnitte wurden zu Vergleichszwecken herangezogen: Nixenstraße (Innere Südliche Düssel), Stoffeler Kapellen (Bugateich, Innere Südliche Düssel), Kissinger Straße (Einmündung in den Eselsbach), Am Quellenbusch (Pillebach) und unterer und oberer Abschnitt der Edmund-Bertramsstraße (NRB Kalkumer Schlos-sallee, Schwarzbach).

Die Gewässer der Düssel und der umliegenden Bäche werden größtenteils zu den sandgeprägten Tieflandbächen (Typ 14) gezählt. Die zur Erlangung eines guten

ökologischen Zustands erforderlichen Maßnahmen führen zu einer signifikanten Beeinträchtigung der bestehenden anthropogenen Nutzung (HMWB Wasserkörper).

Die ökologische Zustandsklasse wird über die Bewertung von drei verschiedenen Modulen: Versauerung, Saprobie und Allgemeine Degradation mittels des „worst case“ Prinzip bewertet.

Eine Versauerung kann für die Düssel und die umliegenden Bäche ausgeschlossen werden, weil sie nicht zu den versauerungsgefährdeten Gewässertypen zählen. Die Saprobie misst die Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos und berechnet mögliche Abweichung vom Gewässerleitbild. Die allgemeine Degradation deckt die Kriterien der EG-WRRL: „Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa“, „Anteil störungsempfindlicher Taxa“, „Anteil robuster Taxa“ und „Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa“ ab und kann als Modul am stärksten von invasiven Spezies beeinflusst werden.

Das Modul Allgemeine Degradation für Typ 14 Gewässer wird aus den vier Einzelindices: „German Fauna Index“ (Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts), „[%] littoral (scored taxa = 100 %)“ (Individuenzahl, die präferiert im Bereich des Litoralen lebt), „EPT [%] (abundance classes)“ (Abundanz der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera Taxa) und „# Trichoptera“ (Anzahl an Trichoptera Taxa) zusammengesetzt.

Die MZ-Beprobungen ließen nicht nur Schlussfolgerungen auf das Vorkommen der verschiedenen gebietsfremden Flusskrebsarten zu, sondern wurden auch zur Bestandsaufnahme der in den Gewässerabschnitten vorkommenden Taxa genutzt. Die in den Gewässern vorkommende Diversität und Abundanz der einzelnen Taxa sollte in Bezug auf *Faxonius immunis* Aufschluss geben auf:

1. Präferiertes Biotop und Biozönose
2. Ko-Habitation mit anderen Flusskrebsarten
3. Nahrungspräferenz
4. Einflüsse auf die Biozönose

Genauer betrachtet wurden hierbei die taxonomischen Gruppen: Bivalvia, Coleoptera, Odonata, Turbellaria, Hirudinea, Heteroptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Crustacea, Gastropoda und Oligochaeta.

Ergänzend wurden die verfügbaren Daten zum Fischbesatz in der Düssel, des Albertussees und der Erft gesammelt und dessen möglicher Einfluss auf die Art *F. immunis* diskutiert (Mairland 2000, Longshaw und Stebbing 2016).

2.7. Populationsdynamik und Statistik

Alle statistischen Analysen liefen über die Software R 3.6.1 (R Core Team 2019).

Für alle Flusskrebse, die während der verschiedenen Versuche gefangen worden waren, wurden jeweils die Spezies (*F. immunis*, *F. limosus* oder *P. leniusculus*), das Geschlecht, die Carapaxlänge (CL, gemessen von der Spitze des Podiums bis zum dorsalen hinteren Rand des Cephalothorax mit einem digitalen Messschieber, 0,1 mm +/-) und das Gewicht (mit einer Haushaltswaage, 1g +/-) dokumentiert.

Zur Beurteilung des Längen-Gewichts-Verhältnisses wurde die Carapaxlänge [mm] mit dem jeweiligen Gewicht der gesunden weiblichen oder männlichen Exemplare ohne fehlende oder regenerierte Chelae verglichen (Anhang 1,3-16). Weiterhin wurde die Formel der Trendlinie, sowie das Bestimmtheitsmaß (R^2) im Diagramm dargestellt. Eine Potenzformel $y = ax^b$, mit $x = CL$ (mm) und $y = \text{Gewicht}$ (g), wurde als Trendlinie verwendet. Gesondert wurden die Daten logarithmiert und mittels einer linearen Regression das Bestimmtheitsmaß (R^2) und die Parameter a und b der Formel $y = a \cdot x^b$ bestimmt.

Die Korrelation der Carapaxlänge zu dem Gewicht wurde mit dem parametrischen Verfahren Pearsons-Produkt Korrelation berechnet.

Eine Längen-Frequenz Distribution sollte Aufschluss zu Anzahl der Generationen und Vorkommen in der Düssel geben. Die Distribution wurde nach der in der TropFishR-Software (Mildenberger *et al.* 2017) enthaltenen Bhattacharya-Methode (Bhattacharya 1967) analysiert.

Die für die Wachstumsrate ($L^\infty = \text{maximale theoretische Längenklasse}$ und $k = \text{Wachstumskoeffizient}$), die Fangkurve und die Bestandsgröße notwendigen Daten wurden aus den Längen-Frequenz Distributionen der zwischen August und Oktober 2019 gefangenen Kalikokrebs Exemplare gewonnen und mittels dem genetischen Algorithmus ELEFAN_GA von Packet TropFishR berechnet. Unter Verwendung der zeitlichen Progression der Längen-Frequenz-Daten (Pauly 1980) nutzte die Methode ELEFAN die

„von Bertalanffy-Wachstumsfunktion“ (VBGF)“ zur Schätzung der Wachstumsparameter.

Die VBGF-Parameter wurden mit einem Moving Average (dt. gleitender Durchschnitt) über 5 Größenintervalle nach einer Anleitung von Mildenberger (2020) berechnet. Die totale Mortalität (Z, jährliche Sterblichkeitsrate durch natürliche und fischereiliche Verluste bezogen auf den Populationsumfang) und die natürliche Mortalität (M, jährlicher Bestandsverlust aufgrund von Krankheiten, Konkurrenz, Kannibalismus, Alter, Räubern, Umweltverschmutzung oder andere natürliche Faktoren) wurden ebenfalls mittels des TropFishR und den erhobenen Daten erfasst und durch Subtraktion M von Z die fischereiliche Mortalität (FM, jährlicher Bestandsverlust durch aktive Entnahme aufgrund von Fischereitätigkeiten mit einem Fanggerät) bestimmt. Die Bestandsgröße und die fischereiliche Sterblichkeit pro Längengruppe wurden mit der längenkonvertierten Kohortenanalyse von Jones geschätzt (Jones 1984). Die Ausbeutungsrate (E) wurde unter Einbeziehung des jährlichen Anteils der durch die Fischerei entfernte Anzahl der Tiere erhoben.

Zur Bestimmung der Lochpräferenz erfolgte die Erfassung der gesamten Anzahl und der prozentuale Anteil der Nutzungen des jeweiligen Loches (11 Stück) und der jeweiligen Reihe. Dabei wurde beachtet, dass die mittlere Reihe der Steine nur jeweils drei Löcher aufwies.

Unter der Annahme, dass in den untersuchten Gewässern Flusskrebse vorhanden waren, wurde die prozentuale Erfolgchance, mindestens einen Flusskrebs zu fangen oder zu detektieren, mittels der angegebenen Methoden (MZB, KLB, eDNA-Profil) berechnet.

Die für die Lochsteine sowie die Reusen entstandenen Daten zum CPUE, Körpergewicht und CL wurden mittels Shapiro-Wilk-Test auf eine Gaußsche Normalverteilung überprüft. Trat eine Normalverteilung auf, wurden die Daten mittels T-Test analysiert. Bei Ausbleiben einer Normalverteilung wurde der Wilcoxon-Mann-Whitney-Test eingesetzt. Die auf die einzelnen Reusen verteilten Geschlechtsverhältnisse wurde unter Verwendung des Chi-Quadrat-Tests verglichen.

Die Kontrolle des ökologischen Zustandes der Gewässerabschnitte Kaiserteich und Yorckstraße wurde über das deutsche Bewertungssystem PERLODES (alte Version ASTERICS 4.0.4; AQEM-Konsortium 2013) gewährleistet.

Die Biozönose der Gewässer wurde in Bezug auf Befall und Nichtbefall durch *F. immunis* miteinander verglichen. Die Abweichungen der Biozönose der Typ 14 Gewässer durch den Kalikokrebsbestand wurde mittels der Makrozoobenthosdaten über Non-Metric Multidimensionaler Skalierung unter Verwendung der Funktion MetaMDS dargestellt (Faith *et al.* 1987, Oksanen *et al.* 2019) und mittels der Analyse auf Gruppenähnlichkeiten ANOSIM (Clarke 1993, Oksanen *et al.* 2019) aus VEGAN (Community Ecology Package) auf Signifikanz untersucht (Oksanen *et al.* 2019). Des Weiteren wurden die Taxagruppen aufgrund des Beuteschemas (Chucholl 2012b) unterteilt.

3. Ergebnisse

3.1. Einwanderungsrouten bis hin zum Düssel Gewässersystem

Die gesammelten Metadaten zu den Beständen nahe dem gesamten Rheinverlauf sowie die in dieser Arbeit durchgeführte Kartierung der drei Gewässer in NRW (Düssel, Ertunterlauf, Albertussee) sollten Aufschluss über die Einwanderungsrouten der Art *F. immunis* vom Einbringungsort bis in die Düssel geben (Abbildung 13).

Seit seiner Entdeckung 1993 im Oberrhein System breitet sich die Art des *Faxonius immunis* am Rhein immer weiter flussauf- und flussabwärts aus. Koordinaten, die aus verschiedenen wissenschaftlichen Quellen entnommenen wurden (Gelmar *et al.* 2006, Ott 2014, 2016, Herrmann *et al.* 2018c, Groß 2019a b, Ottburg *et al.* 2019, Staas 2018), bilden die Grundlage der Kartierung der am Rhein bestehenden Bestände des Kalikokrebses. In Baden-Württemberg wurden Bestände des Kalikokrebses in 28 Gewässern von mindestens 14 Gemeinden und 6 Städten registriert. Zu diesen Gewässern zählen acht Seitenarme des Rheins. Nahe der Gemeinde Au am Rhein konnte die Art auch im Strom des Hauptflusses gefunden werden.

In Rheinlandpfalz, in Lingenfeld, wurden 2004 die ersten Funde gemeldet. Seither konnten Bestände in drei weiteren Gemeinden sowie in vier Städten dokumentiert werden. 2018 wurde die Art in Wiesbaden, nahe der Schnittstelle Oberrhein-Mittelrhein, und auch in den Gewässern Düsseldorfs gesichtet. Fünf der Gewässer in Wiesbaden hatten als Seitenarme eine direkte Verbindung zum Rhein.

Erste Meldungen 2019 aus der Provinz Gelderland in den Niederlanden wiesen auf das Vorkommen des *Faxonius immunis* nahe dem Deltarhein hin (Groß 2019a, Ottburg et al. 2019).

Vorkommen

- 1993 im Oberrhein System Baden-Württemberg
- 2004 im Oberrhein System Rheinlandpfalz
- 2018 im Oberrhein System Hessen, Wiesbaden
- 2018 im Niederrhein System NRW, Düsseldorf
- 2019 im Deltarhein System Niederlande, Provinz Gelderland

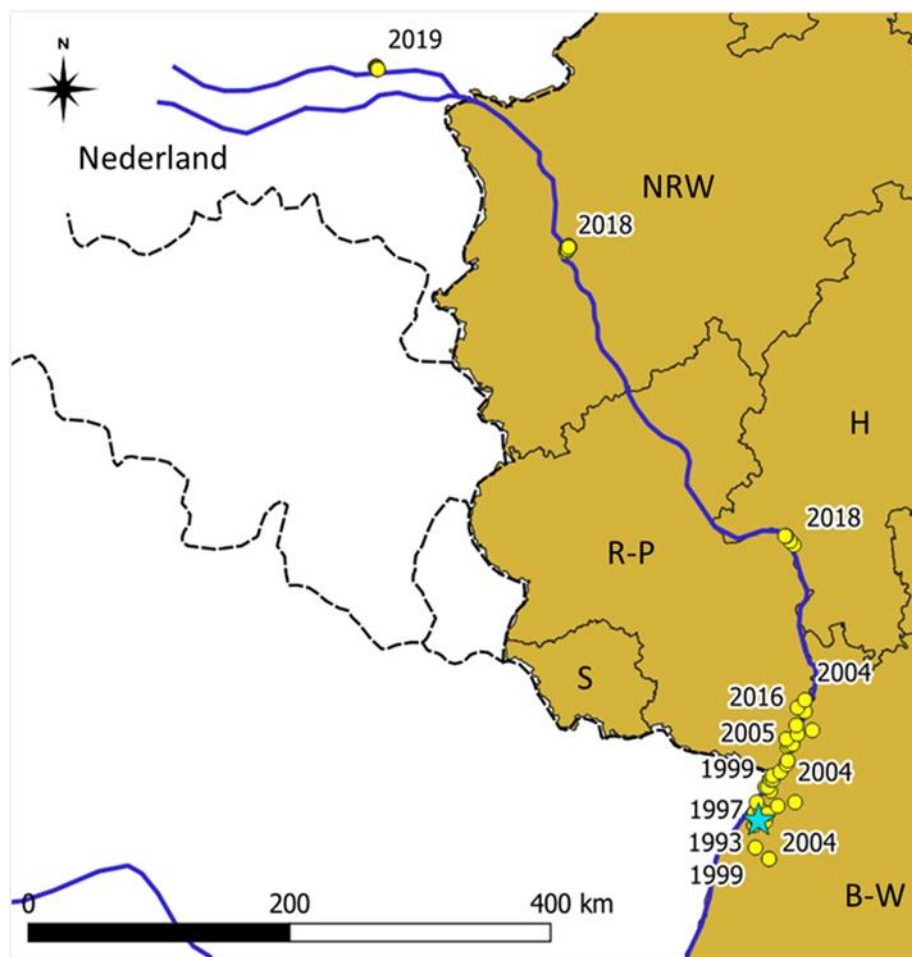
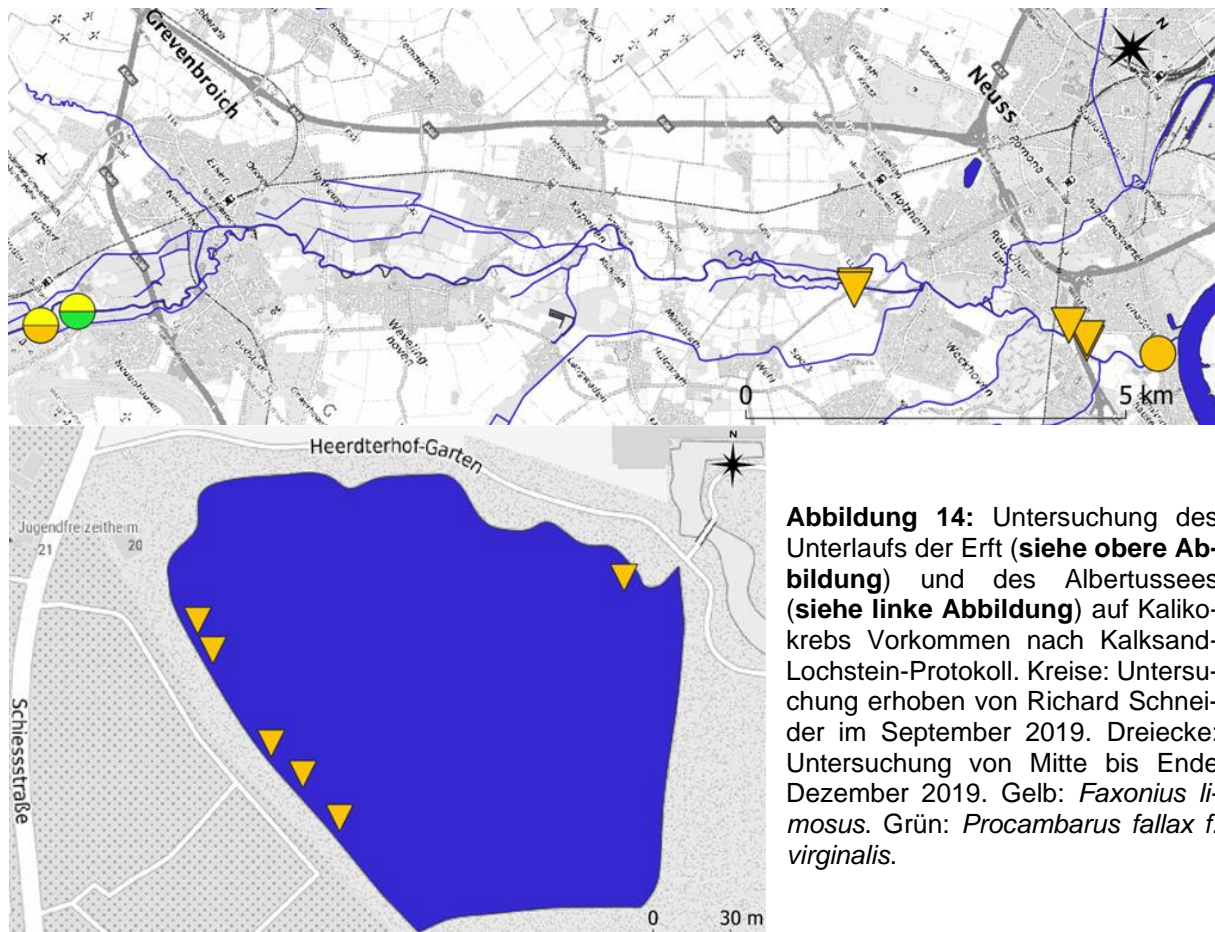


Abbildung 13: Ausbreitungsgrad der Art *Faxonius immunis* nahe des Rheins mit groben Zeitangaben. Gelbe Punkte: *Faxonius immunis* Bestände; Türkiser Stern: Erster Fundort 1993. Quellen: Gelmar C, Pätzold F, Grabow K, Martens A (2006) Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56:15–25; Herrmann A, Stephan A, Martens A (2018c) Erste Funde des Kalikokrebses *Faxonius immunis* in Hessen (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 85:91–94. Ott J (2016) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (HAGEN, 1870) - eine

gravierende Bedrohung für FFH-Libellen- und Amphibien-Arten in der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 13:495–504; Ott J (2014) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (Hagen, 1870) – ein noch wenig beachtetes Neozoon (AIS) mit erheblichem Gefährdungspotenzial für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 12:1403–1416; Ottburg F, Lammertsma D, Bloem A, van Kessel N (2019) Nieuwe zoetwaterkreeft voor Nederland ook in de Amerongse Bovenpolder. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?utm_source=newsletter&utm_medium=e-mail&utm_campaign=user-mailing&msg=25732 (Zugriff am 22 Februar 2020). Staas S (2018) Dokumentation der Abfischung in der Inneren Nördlichen Düssel - Evakuierung eines abgedämmten Baustellenbereichs (ca. 30 m Strecke) für die Instandsetzung der Brücke Jacobistraße in Düsseldorf. Düsseldorf.

Die Düssel, als Nebenfluss des Rheins, wurde spätestens Ende 2018 von *Faxonius immunis* besiedelt. Im Gegensatz dazu konnten weder im Unterlauf der Erft, der eine direkte Verbindung mit Sohlübergang zum Rhein hat, noch im Albertussee, der ca. 742,5 Meter vom Rhein entfernt ist, mittels Kalksand-Lochstein-Beprobung Kalikokrebse festgestellt werden (Abbildung 14).



3.2. Querbauwerke der Düssel als Einwanderungsbarriere

Der Kalikokrebs ist in die Gewässerabschnitte der Inneren Düsselarme eingewandert.

Das Auffinden der Tiere in den Gewässerabschnitten der Inneren Düssel lässt vier Wasserwege als Möglichkeiten der Einwanderung über den Rhein zu: Den Kittelbach, den Brückerbach, oder die zwei Mündungen der Inneren Düssel.

Die Mündungen der Düssel liegen unter starken Strömungsverhältnissen an der Prallhangseite des Rheins. Sie weisen ca. 3 Meter Abstand von der Rheinsohle auf und führen über einen Betonkasten in den Rhein. Die exponierte Lage erschwert den Zugang zu Gewässern der Inneren Düssel. Im weiteren Verlauf wird das Vordringen zum

Zoopark durch sechs Abstürze der Höhe 0,2 bis 2 Meter und ein bewegliches Wehr zusätzlich erschwert.

Die Mündungen des Kittel- und Brückerbaches haben hingegen eine direkte Sohlenverbindung zum Rhein, die den Tieren den Zugang erleichtert. Trotz der direkten Sohlenverbindung weisen sowohl Kittel- wie Brückerbach nachfolgend gewisse Barrieren auf (Abbildung 15).

Ein Hindernis zur Einwanderung über den Kittelbach ist der Düsseldorfer Flughafen. Der Düker weist eine hohe Fließgeschwindigkeit auf, die auch die Fischpassierbarkeit behindert.

Der Brückerbach besitzt ein Wehr sowie sechs Abstürze bis zur Höhe von 1,6 Metern, allerdings wurde der Bach zur verbesserten Fischpassierbarkeit mit 4 Fischaufstiegsanlagen ausgestattet, die die Passage in die Innere Düssel erleichtern sollte.

Die wahrscheinlichste Route in die betroffenen Gewässer führt über die Südliche oder Nördliche Düssel nach Einwanderung über den Brückerbach. Andere Möglichkeiten der Einführung durch den direkten Transport können nicht ausgeschlossen werden.

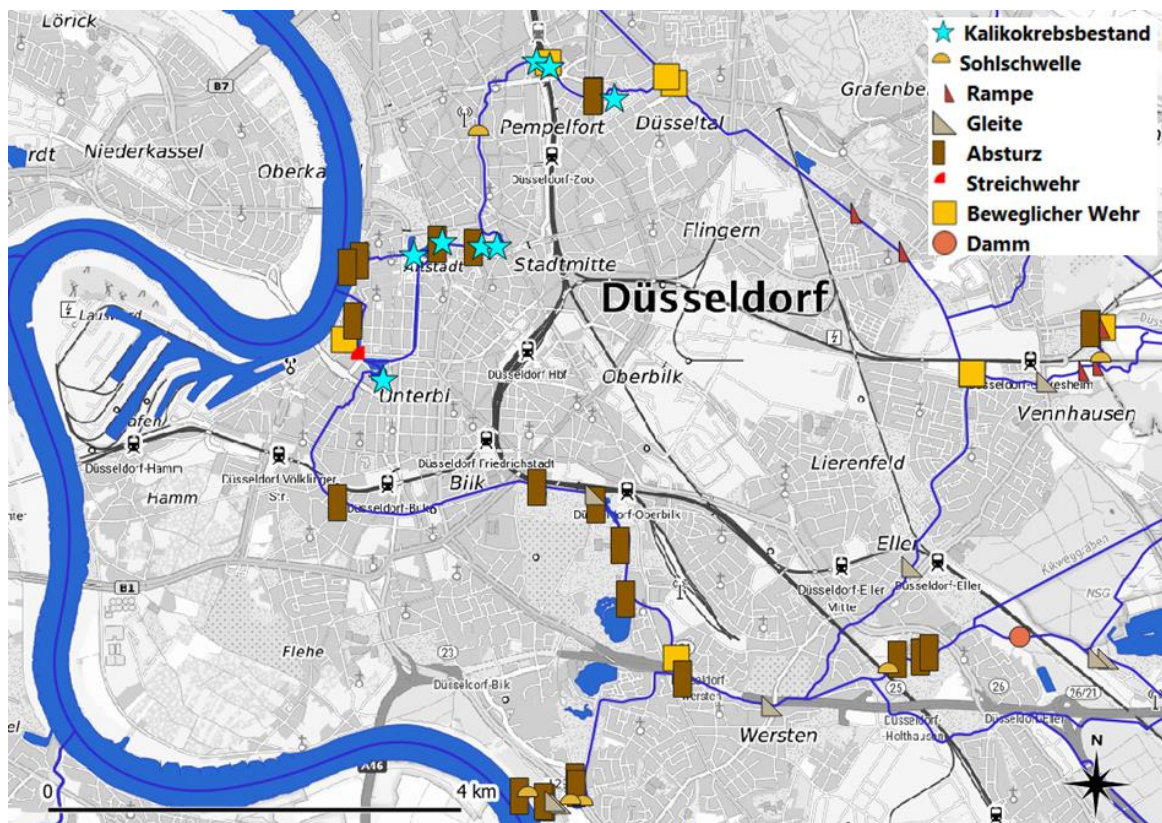


Abbildung 15: Kartierung der Querbauwerke Düsseldorfs mit Angabe der Kalikokrebs Fundorte 2018 und 2019. Die Koordinaten der Querbauwerke wurden vom Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2020) Wasserinformationssystem ELWAS-WEB Version 3.3.2. www.elwas-web.nrw.de (Zugriff am 17 Januar 2020) entnommen.

3.3. Populationsdynamik des Kalikokrebsbestandes in der Düssel

Der genaue Zeitpunkt des Eindringens in das Gewässersystem der Düssel ist unbekannt. Es konnten bei *Faxonius immunis* mittels einer Längen-Frequenz Distribution drei Kohorten und voraussichtlich alle Altersklassen bis ca. 2,5 Jahren festgestellt werden (Abbildung 16, Chucholl 2012b).

Die Altersklassen der *F. immunis* Population (n = 241) wurden mittels der Bhattacharya-Methode in drei erkennbare Kohorten mit mittleren Carapaxlängen von $27,2 \pm 1,8$, $33,0 \pm 3,3$ und $41,8 \pm 2,0$ mm eingeteilt.

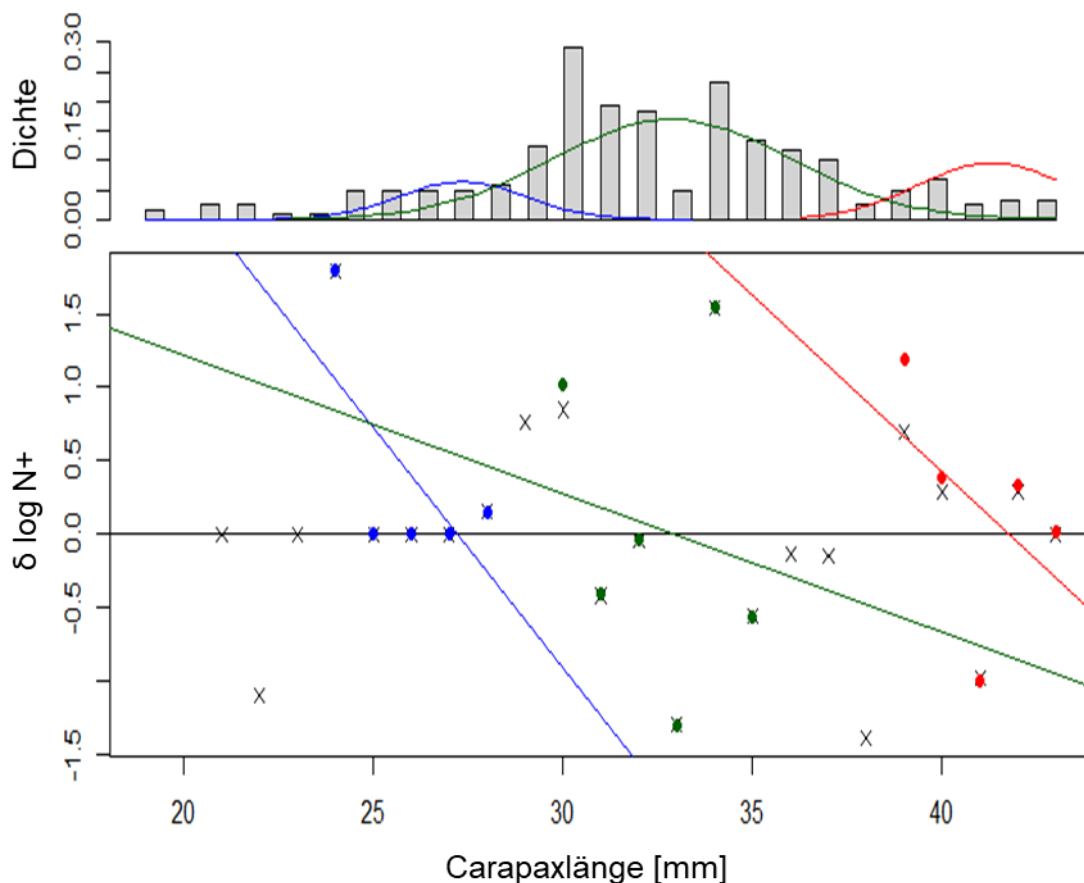


Abbildung 16: Längen-Frequenz Distribution der Carapaxlänge in mm der Flusskrebssart *Faxonius immunis* und Zuordnung zu Kohorten nach der in der TropFishR-Software enthaltene Bhattacharya-Methode. Die Tiere wurden aus Abschnitten der Inneren Nördlichen und Südlichen Düssel mittels Reusen und Kalksand-Lochsteinen entnommen. Daten wurden in den Monaten August bis Oktober 2019 erhoben.

Die Carapaxlängen (CL) zeigten keine auffälligen intraspezifischen, geschlechtlichen Unterschiede, wobei die durchschnittliche maximale CL der Männchen etwas größer ausfiel. Die kleinste CL der geschlechtsreifen Männchen lag dabei bei 26 mm.

Interspezifisch war die maximale CL der *F. immunis* gegenüber der *P. leniusculus* fast 20 mm kleiner (Tabelle 6).

Tabelle 6: Die Carapaxlänge [CL] der Arten *Faxonius immunis* und *Pacifastacus leniusculus* im Düssel Gewässersystem und den anliegenden Bächen. Aufgelistet sind die minimale, maximale und durchschnittliche CL des männlichen (M) und weiblichen (F) Geschlechts sowie der interspezifische Größenunterschied.

Art	Geschlecht	min. CL (mm)	max. CL (mm)	i.D. CL (mm)
<i>F. immunis</i>	F	18,3	43,3	31,4
	M	18,1	43,6	33,2
<i>P. leniusculus</i>	F	23,1	62,4	38,2
	M	24,1	69,9	41,1
Interspezifischer Größenunterschied				
F		4,8	19,1	6,8
M		6,0	26,3	7,9

34,2 % der gefangenen männlichen Tiere (n=161) und 18,8 % der weiblichen Tiere (n=80) wiesen fehlende oder regenerierte Chelae und/oder Pereiopoden auf. Diese Tiere wurden aus dem Vergleich, Carapaxlänge zum Gewicht, ausgeschlossen.

Es konnte eine signifikant positive Korrelation zwischen Gewicht und CL für beide Geschlechter nachgewiesen werden (Pearsons-Produkt Korrelation: Weibchen: n (65) = 0,91, p = <.0001; Männchen: n (106) = 0,88, p = <.0001; Abbildung 17).

R² wurde ebenfalls unter Verwendung einer linearen Regression der logarithmisch transformierten Daten bestimmt und liegt bei den Männchen bei 0,83 und bei den Weibchen bei 0,84. Die Gleichung zur Ableitung des Gewichts lautet: $y = 3,4974x - 4,2889$ bei den Weibchen und $y = 3,0996x - 3,6684$ bei den Männchen.

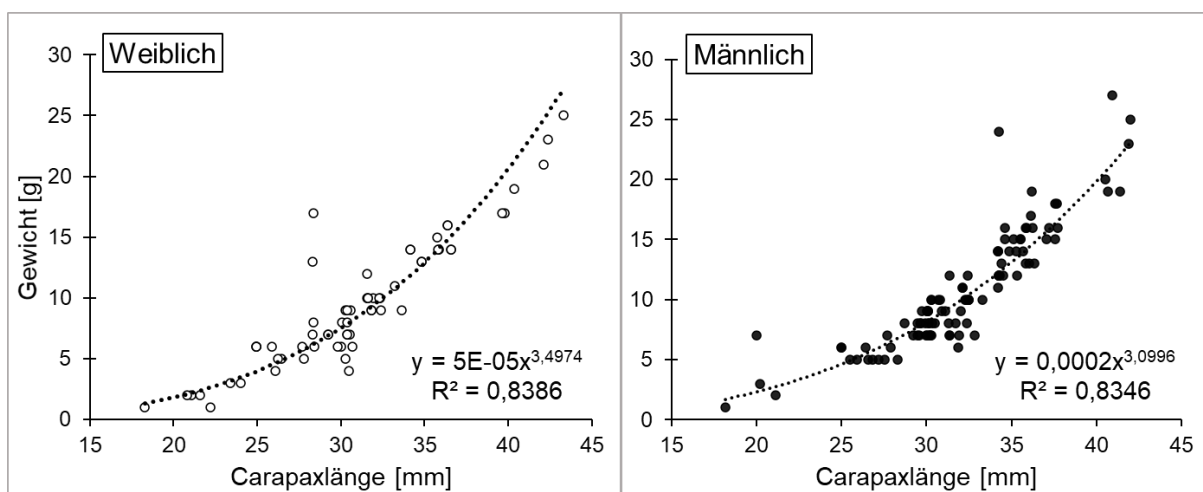


Abbildung 17: Korrelation zwischen Gewicht [g] und Carapaxlänge [mm] der Geschlechter des *Faxonius immunis*. Männlich n = 106, weiblich n = 65. Eine Potenzformel $y = ax^b$, mit x = CL (mm) und y = Gewicht (g), wird als Trendlinie verwendet. Die Formel der Trendlinie sowie das Bestimmtheitsmaß (R²) sind im Diagramm dargestellt.

Die mittels dem genetischen Algorithmus ELEFAN_GA von TropFishR berechneten Wachstums Parameter (VBGF) liegen, ausgehend von den Monaten August bis Oktober, bei einer maximalen Längenklasse (L^∞) von 45,04 mm und einem Wachstumskoeffizienten (k) von 0,55 pro Jahr (Abbildung 18).

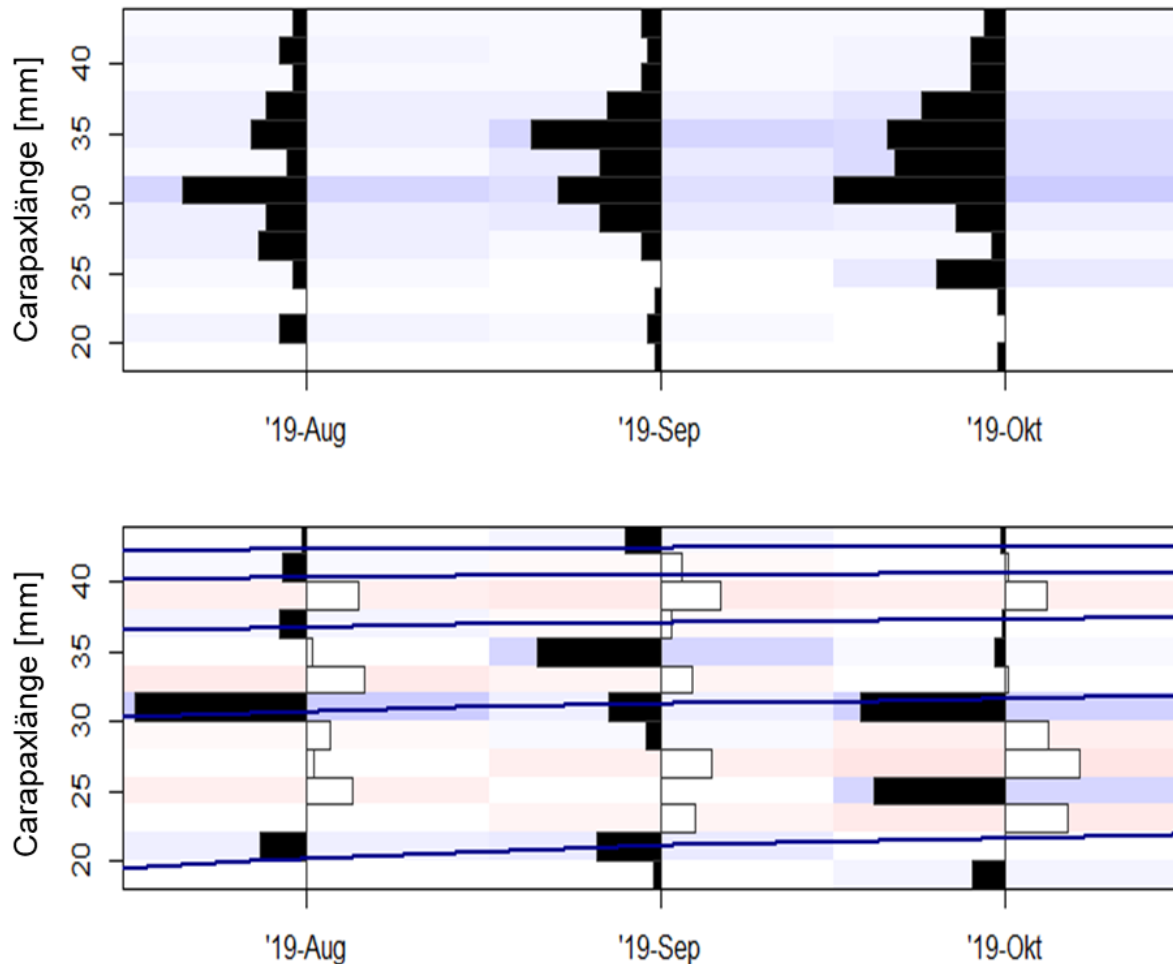


Abbildung 18: Längen-Frequenz Distribution und korrelierende Wachstumskurve (ELEFAN_GA, Blaue Linie) der Monate August bis Oktober 2019 der Art *F. immunis*. Auswertung und Erstellung der Graphik wurde mittels der R-Software und des TropFishR-Paketes durchgeführt.

Von August bis Oktober 2019 trat eine natürliche Mortalität [M] von ca. 0,76 und eine totale Mortalität [Z] von 1,38 auf, wodurch sich eine fischereiliche Sterblichkeitsrate [FM] von 0,62 ergab. Die Ausbeutungsrate [E] betrug 0,44. Im ersten Lebensjahr liegt aufgrund der Größenverhältnisse die Wahrscheinlichkeit, die Tiere mittels der getesteten Lochsteine und/oder Reusen zu fangen, unter 0,2 Prozent. Zum Anfang des ersten Lebensjahres steigt die Fangwahrscheinlichkeit stetig an. Im Alter von ca. 1,9 Jahren liegt die Fangwahrscheinlichkeit bei 50 % (Abbildung 19).

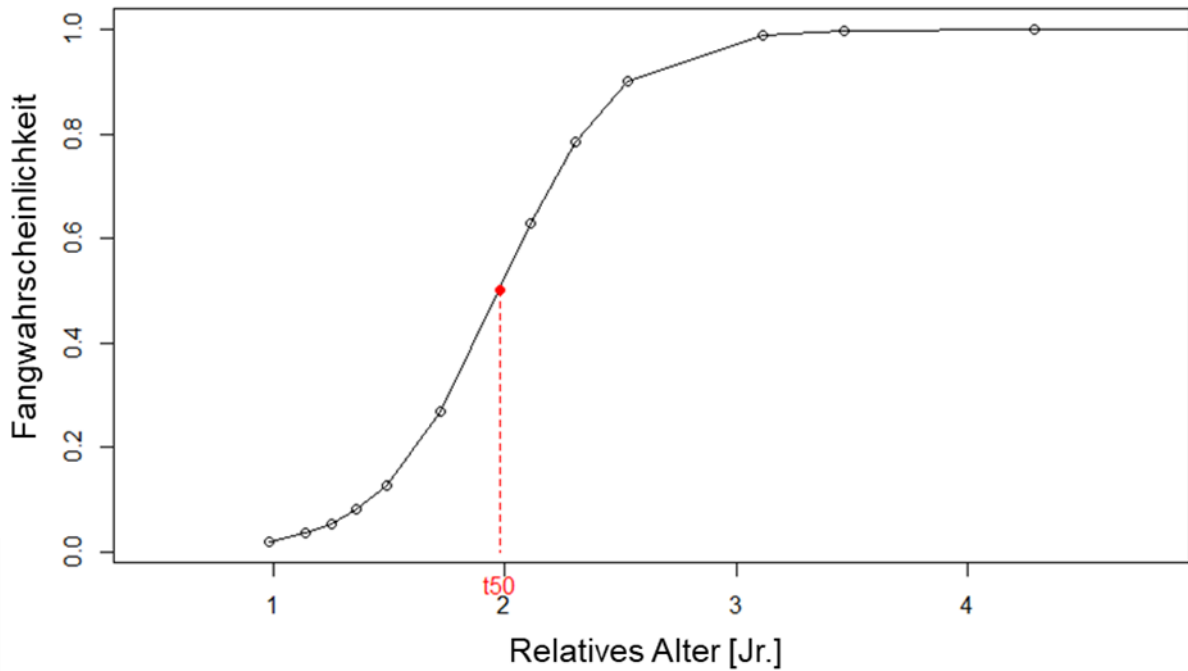


Abbildung 19: Fangwahrscheinlichkeit des Kalikokrebses abhängig vom Alter. Die Fangkurve wurde als lineares Modell mittels extrahierter Schätzungen der momentanen (Z) und der jährlichen Gesamtsterblichkeitsrate (A) berechnet.

Die Bestandsgröße des *F. immunis* wurde auf Grundlage der Gesamtfänge nach der Jones Kohorten Analyse auf 2226 Individuen in der Düssel geschätzt. Nicht mit eingeschlossen waren die Individuen kleiner als 18 mm, die mittels der verschiedenen Fangmethoden nicht erfasst werden konnten. Das Fangmuster wies Schwankungen in der fischereilichen Sterblichkeit aufgrund der unterschiedlichen Fangwahrscheinlichkeiten pro Längengruppe auf. Nach Berechnung erreicht die Art im Düsselgewässer durch Abfischung und natürliche Verluste eine maximale Carapaxlänge von ca. 43 bis 44 mm (Abbildung 20).

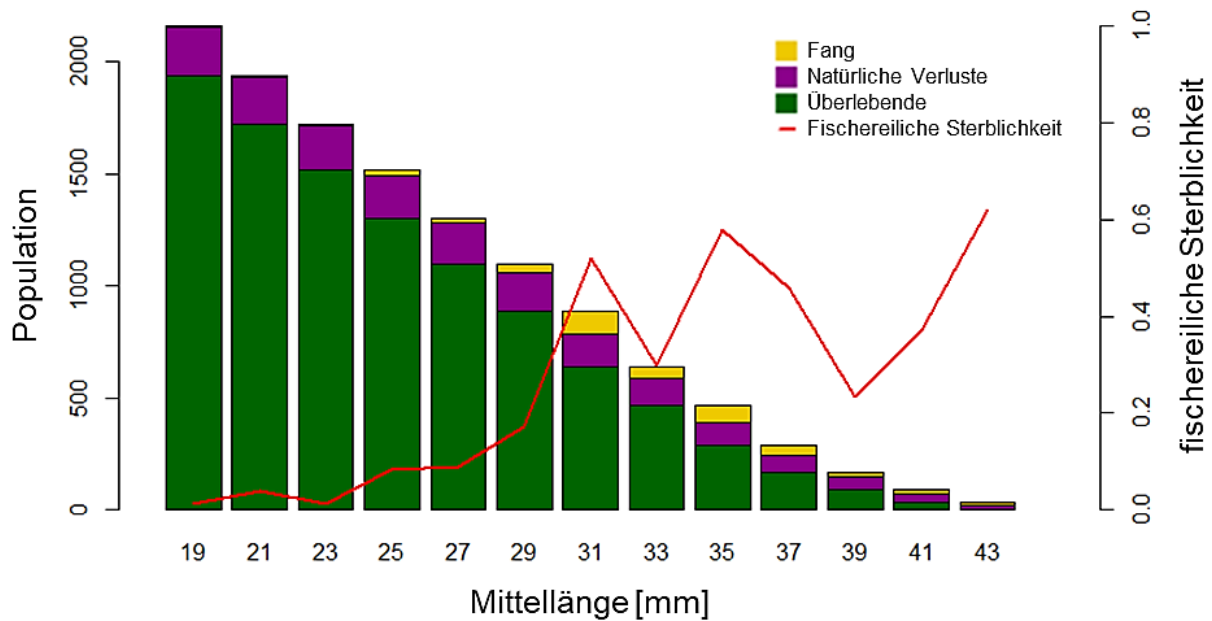


Abbildung 20: Bestandsgröße und Status der Art *F. immunis* in der Düssel dargestellt mittels Jones' Kohortenanalyse (Jones 1986) und der Software R. Die rote Linie zeigt das Fangmuster über Längensklassen hinweg.

3.4. Kartierungen des Düssel Gewässersystems auf der Suche nach *F. immunis*

3.4.1. Kartierungsergebnisse der Makrozoobenthosbeprobung

Das Gewässersystem Düssel wurde 2019 von dem Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf an 57 Stellen durch Makrozoobenthos-Untersuchungen (MZB) auf den Kalikokrebs kontrolliert. Die Art konnte an vier der 57 Stellen mittels Hand- und Netzbefischung nachgewiesen werden. Die vier Gewässerabschnitte betrafen die Yorckstraße den Zoopark, das Gewässer der Jröne Jong Fontaine und den Kaiserteich. Die betroffenen Gewässerabschnitte gehören zur Inneren Nördlichen und Inneren Südlichen Düssel. Es konnten keine Kalikokrebse in folgenden Fließgewässern aufgefunden werden:

- Düssel: Nördliche Düssel, Südliche Düssel, Unterteilte Düssel
- Bäche: Kittelbach, Eselsbach, Hoxbach, Schwarzbach, Garather Mühlenbach, Pillebach, Anger, Koppelsbach/Rotthäuserbach, Hubbelrather Bach
- Gräben: Schwarzbachgraben, Hinkesforstgraben
- Rhein: Urdenbacher Altrhein

Die Arten *Faxonius limosus* und *Pacifastacus leniusculus* konnten ebenfalls während der MZB in Teilen der Düssel und den umliegenden Gewässern nachgewiesen werden. Die Fundstellen der Flusskrebsarten des *Faxonius immunis* und *Pacifastacus leniusculus* stimmten nach der MZB einzig im Kaiserteich der Inneren Südlichen Düssel überein (Abbildung 22). Unter der Annahme, dass in allen untersuchten Gewässerabschnitten Flusskrebse vorhanden waren, betrug die Erfolgsquote der MZ-Beprobung 30,5 %.

Ein Vergleich der MZB 2019 mit den MZB 2018 belegte die Vergrößerung des Ausbreitungsgebietes des Kalikokrebses. Die Population, die sich vorher nur auf die Innere Nördliche Düssel beschränkte, breitete sich im Zeitraum von ca. 10 Monaten auf die Innere Südliche Düssel aus. Teilweise wurden auch Bestände der Arten *F. limosus* und *P. leniusculus* registriert (Abbildung 21).

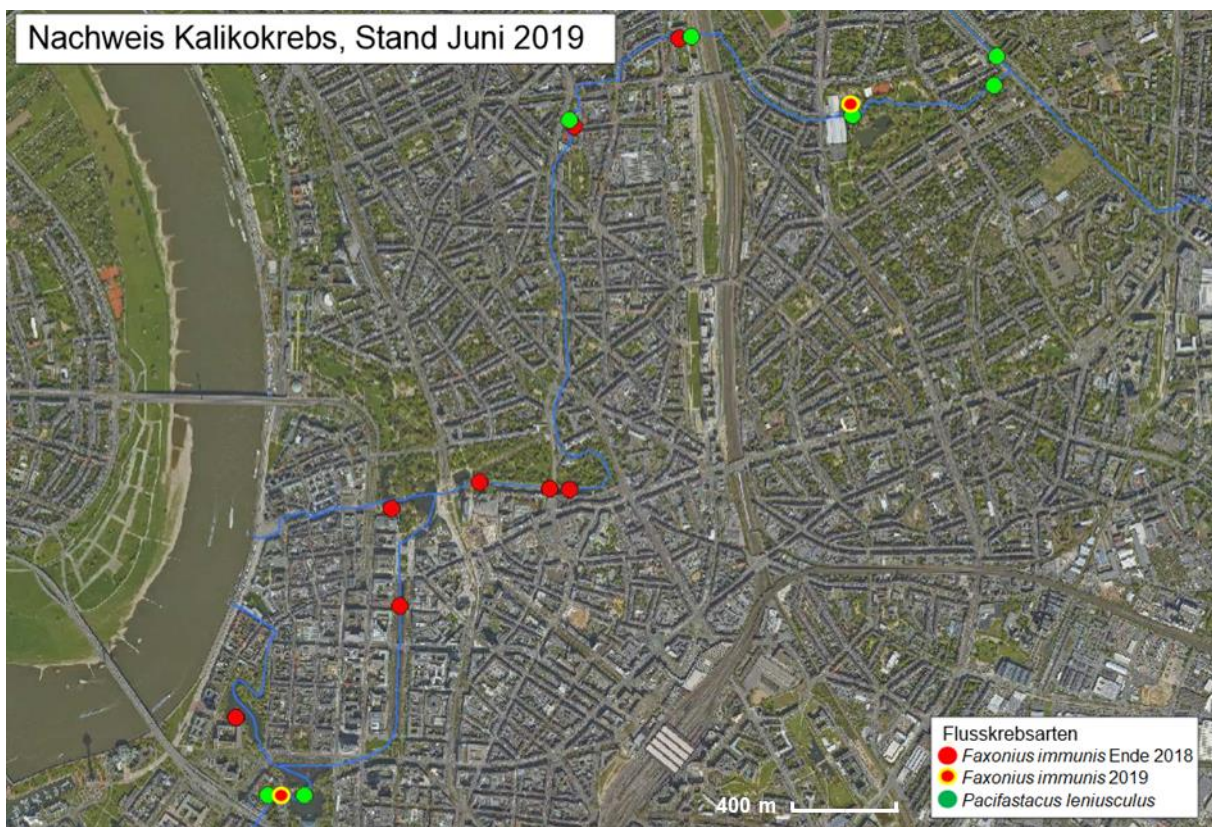


Abbildung 21: Kalikokrebsmonitoring der Stadt Düsseldorf. Vergleich der Datenlage Ende des Jahres 2018 und 2019 indiziert auf die Vergrößerung des Ausbreitungsgebietes des *F. immunis*. Orte des Vorkommens der Art *Faxonius immunis* (rot) und *Pacifastacus leniusculus* (grün) wird durch einen Kreis gekennzeichnet. Aufzeichnungen und graphische Darstellung von Claus Bode (Untere Fischereibehörde), Tobias Krause (Untere Naturschutzbehörde) und Thomas Bendt (Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf).

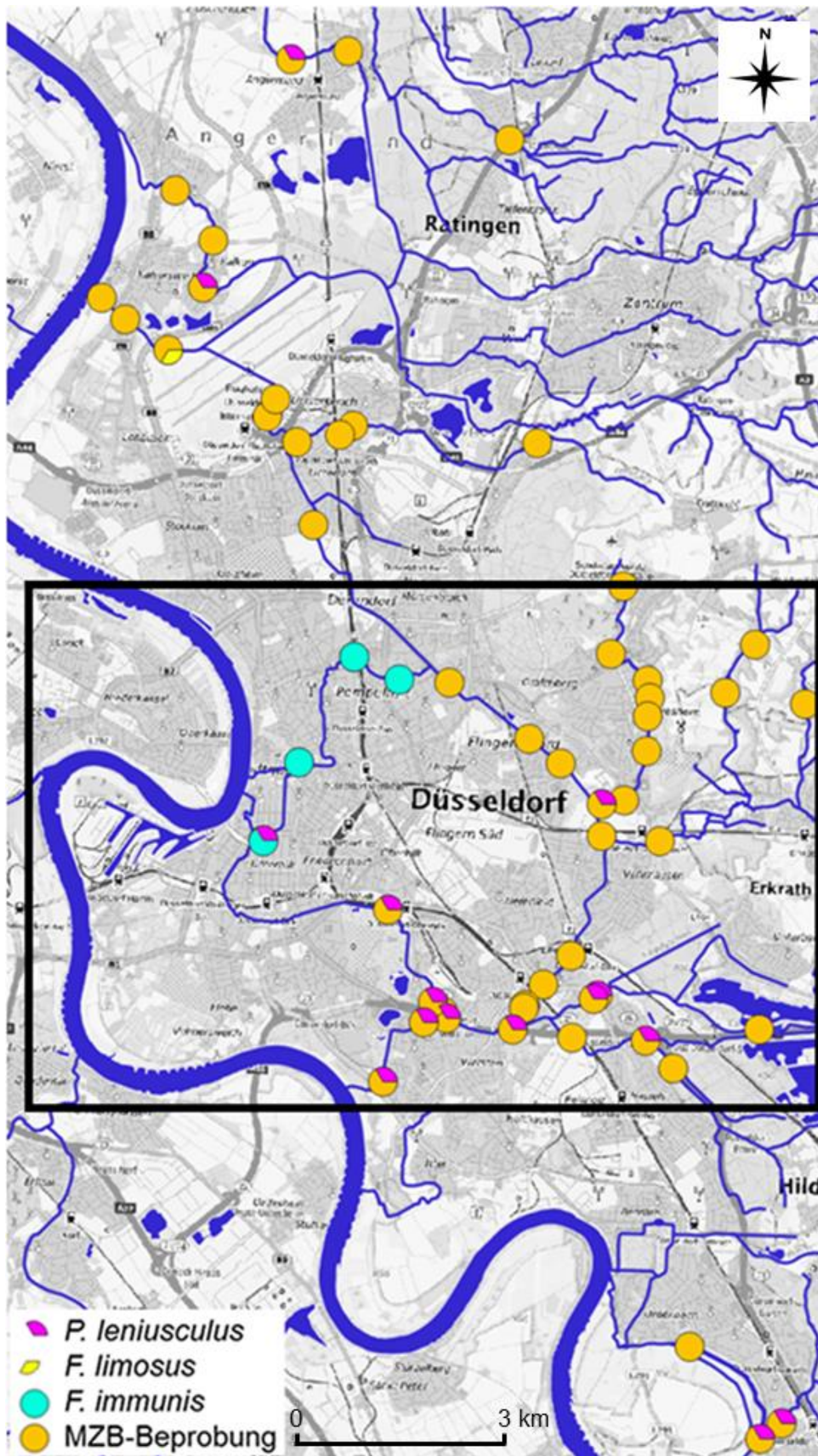


Abbildung 22: Probestellen der Makrozoobenthosuntersuchung 2019 (2.3.2) wurden mittels Kreise gekennzeichnet. Die Daten wurden von dem Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf zur Verfügung gestellt. Im schwarz umrandeten Gebiet wurde die Kalksand-Lochstein-Beprobung durchgeführt (2.3.3). Die Flusskrebsarten wurden unterschiedlich farblich markiert. Türkis: *Faxonius immunis*. Lila: *Pacifastacus leniusculus*. Gelb: *Faxonius limosus*. Orange Kreise (gefüllt) deuten auf das Ausbleiben eines Fundes jeglicher Flusskrebsart hin.

3.4.2. Kartierungsergebnisse der Kalksand-Lochstein-Beprobung

Die Kalksand-Lochsteine ermöglichten die Detektion des *Faxonius immunis* in den Gewässern der Inneren Südlichen und Inneren Nördlichen Düssel (Louise-Dumont-Straße, Landskrone, Kaiserteich, Yorckstraße, Mulvanystraße).

Die Funde an den 24 untersuchten Stellen variierten deutlich in der ersten Woche von Funden in der zweiten Woche. Bei 12 der untersuchten Stellen wechselten die detektierten Flusskrebsbestände (Abbildung 23, Anhang 1-2).

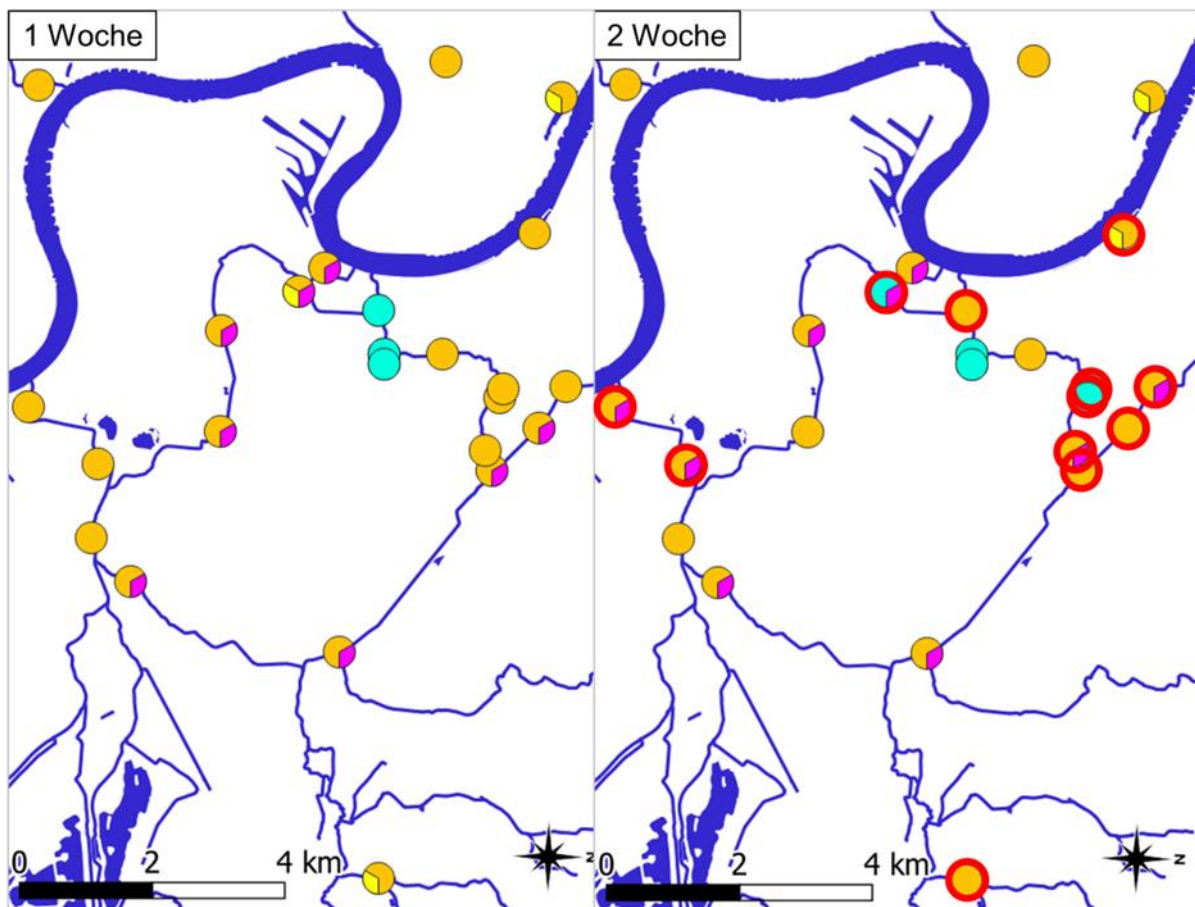


Abbildung 23: Detektion der im Düsselsystem und in den umliegenden Gewässern vorkommenden Flusskrebsarten mittels Kalksand-Lochstein-Beprobung. Die Steine wurden im August für zwei Wochen in die zu untersuchenden Gewässerabschnitten platziert und wöchentlich überprüft. Kreis: Untersuchter Gewässerabschnitt; Lila: *Pacifastacus leniusculus*; Gelb: *Faxonius limosus*; Türkis: *Faxonius immunis*. Orange Kreise (gefüllt) deuten auf das Ausbleiben eines Fundes jeglicher Flusskrebsart und die rot umkreisten Punkte weisen auf eine Abweichung zu den Ergebnissen der vorherigen Woche hin. Untersuchungsgebiet ist um 90° gedreht (siehe auch Abbildung 22 schwarz umrandetes Gebiet).

In den meisten untersuchten Gewässern konnten jeweils nur ein bis drei Tiere von der jeweiligen Flusskrebsart mittels der Lochsteine detektiert werden. Einzig in den Gewässern der Louise-Dumont-Straße und der Feuerbachstraße war eine höhere Anzahl von Tieren vorzufinden. Es wurden insgesamt 14 und 27 *F. immunis* in den

Gewässerabschnitten der Louise-Dumont-Straße und 8 *P. leniusculus* in der Feuerbachstraße über zwei Wochen entnommen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Art des *F. immunis* verstärkt im Gewässerverlauf der Louise-Dumont-Straße vertreten ist (Abbildung 24).

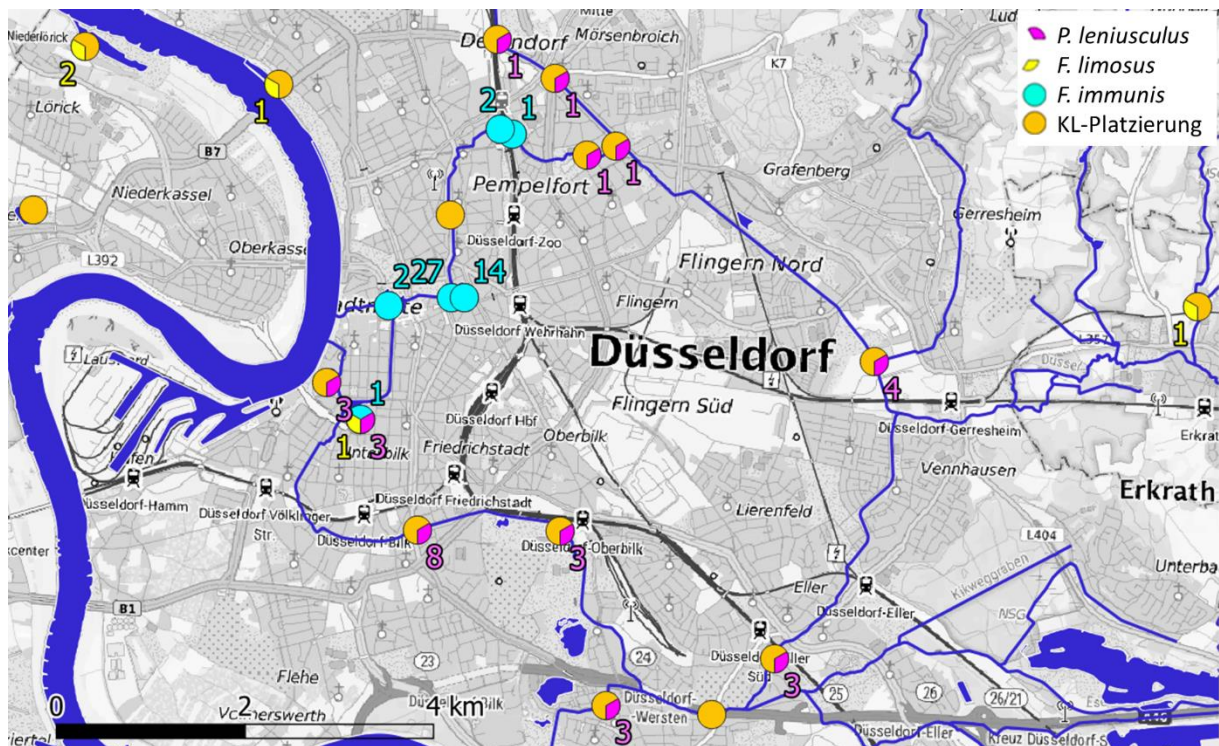


Abbildung 24: Probestellen der Kalksand-Lochsteine. Platzierungsorte der Kalksand-Lochsteine und Vorkommen der Flusskrebsarten farblich mittels Kreise gekennzeichnet. Türkis: *Faxonius immunis*; Lila: *Pacifastacus leniusculus*; Gelb: *Faxonius limosus*. Anzahl der Tiere, die innerhalb der zwei Wochen Detektionszeit vorgefunden wurden, passend zur Art farbig an der Probestelle notiert. Orange Kreise (gefüllt) deuten auf das Ausbleiben eines Fundes jeglicher Flusskrebsart hin.

3.4.3. eDNA-Analyse – Ergebnisse und Kartierung

Die DNA des Kalikokrebse kann von allen in NRW invasiven gebietsfremden Flusskrebsarten mittels RFLP-Analyse differenziert werden. Durch RFLP-Tests konnte bestätigt werden, dass allein die DNA des *Faxonius immunis* durch das Restriktionsenzym BsaAI geschnitten wird. Getestet an Sedimentproben des Gewässerabschnitts der Louise-Dumont-Straße konnte Kalikokrebs-eDNA im Sediment detektiert und über die RFLP-Methode als Kalikokrebs-DNA bestätigt werden (Abbildung 25).

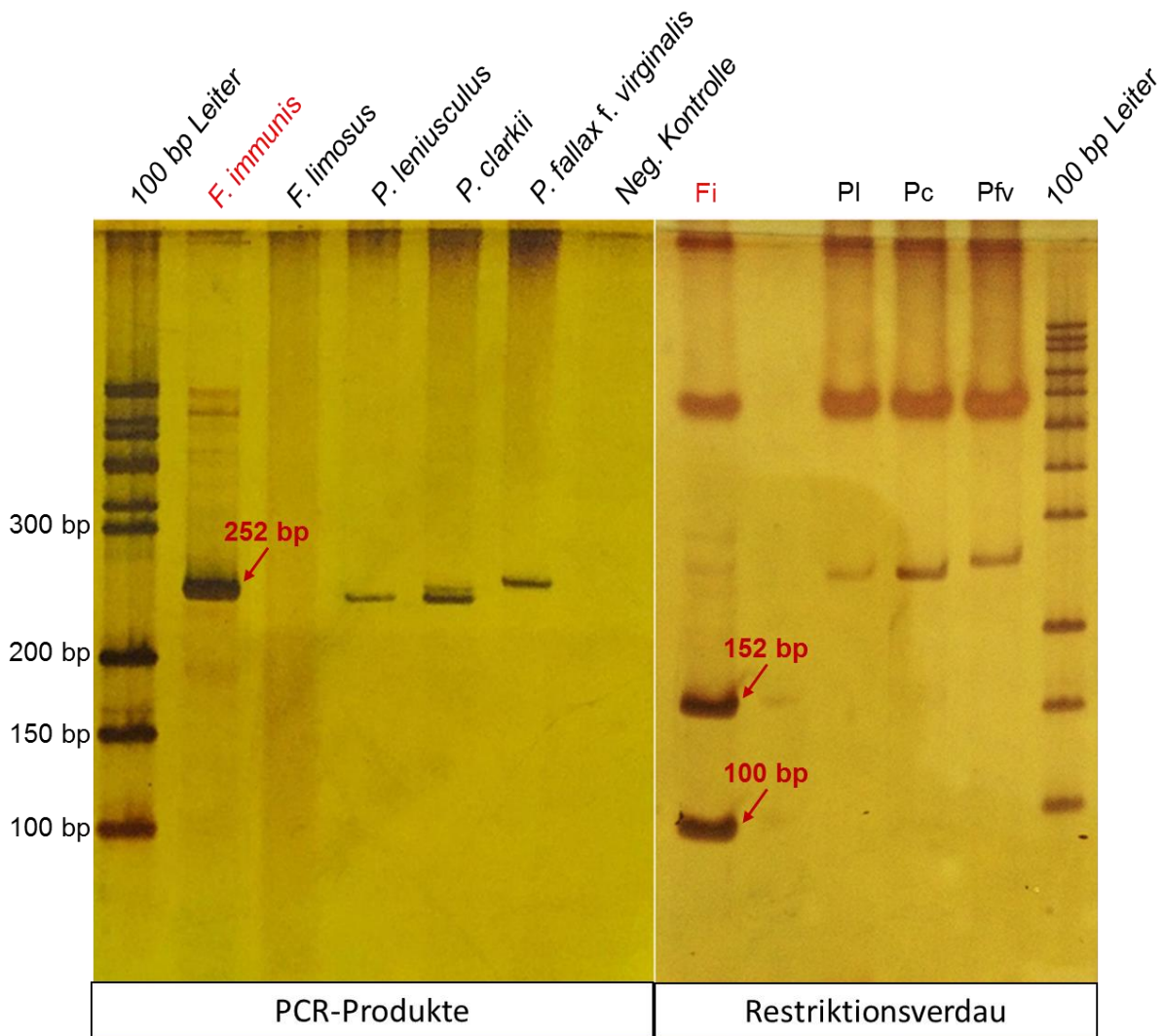


Abbildung 25: Kontrolle der Speziesidentifizierung der Art *Faxonius immunis* für die eDNA Analyse. Zur Kontrolle wurde DNA aus Gewebeproben isoliert, mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) vervielfältigt und unter Verwendung des Restriktionsenzym *Bsa*I geschnitten (Restriktionsverdau). Die Gewebeproben der Flusskrebsarten *Faxonius immunis* (Fi), *Faxonius limosus* (Fl), *Pacifastacus leniusculus* (Pl), *Procambarus clarkii* (Pc), *Procambarus fallax f. virginalis* (Pfv) wurden für die Versuche verwendet. Visualisierung der Produkte fand mittels eines Polyacrylamidgels und dem Größenmarker 100 bp-DNA-Leiter, equalized (ROTH) statt. Einzig der DNA-Abschnitt des *F. immunis* (252 bp) wird in zwei Fragmente der Länge 152 bp und 100 bp aufgetrennt.

Sechs PCR Ansätze wurden für jede Sedimentprobe durchgeführt. Von den insgesamt 96 durchgeführten Ansätzen, exklusive der Gartenteichprobe, konnten in 43,7 % Flusskrebs-eDNA detektiert werden. Die Negativkontrolle, der Gartenteich, der erwartungsgemäß keine Spuren von Flusskrebs-DNA aufwies, wurde nicht in der Prozentrechnung berücksichtigt.

Die Sedimentproben der meisten Probestellen, ausgenommen der Probestellen Prinz-Georg-, Yorck- und Mulvanystraße, wiesen eDNA von Flusskrebsen (Astacoidea) auf (Abbildung 26; Tabelle 7). Die Sedimentprobe der Yorckstraße wies eine schlechte

DNA-Ausbeute auf. Die Erfolgchance mittels Sedimentanalyse in einem Gewässer Flusskrebs-DNA zu detektieren, lag bei 81,2 %.

Die Detektion der Kalikokrebs-eDNA war in den Gewässern Louise-Dumont-Str., Am Gansbruch, Landskrone und Zoopark positiv. Nach vorherigen Kartierungen war kein Kalikokrebsfund im Gewässer Am Gansbruch erwartet worden (Abbildung 26, Tabelle 7). Die Wahrscheinlichkeit in einem nach Datenlage befallenen Gewässer die eDNA des Kalikokrebses zu detektieren betrug 37,5 %. Die Sedimentproben der Gewässer Yorckstraße, Mulvanystraße, Prinz-Georg-Straße, Kaiserteich und Spee`scher Graben wiesen entgegen der Erwartung keine eDNA auf.

In Gewässerabschnitten, in denen entgegen der Erwartung keine eDNA des Kalikokrebses detektiert wurde (62,5 %), wiesen während der Kalksand-Lochstein-Beprobung nur vereinzelt Tiere auf. Auffällig war, dass die Gewässerabschnitte der Yorckstraße, Mulvanystraße und Prinz-Georg-Straße weder Kalikokrebs- noch Flusskrebs-eDNA aufwiesen.

Hinzukommend zählen zu den untersuchten Gewässern auch drei große Ziergewässer, der Spee`sche Graben, der Kaiserteich und die Landkrone, in denen nur in einem Fall eDNA detektiert werden konnte.

Tabelle 7: Detektion von Astacoidea- und *Faxonius immunis*-eDNA aus Sedimentproben der Gewässer von Düsseldorf und Umgebung. (x = Fund, - = ohne Fund). Probestellen mit *F. immunis* Fund sind orange markiert.

Probestelle	Astacoidea	<i>Faxonius immunis</i>	Probestelle	Astacoidea	<i>Faxonius immunis</i>
Louise-Dumont-Str.	X	X	Mündung Eselbach	X	-
Himmelgeister Landstr.	X	-	Hallbergstr.	X	-
Am Gansbruch	X	X	Mulvanystraße	-	-
Volksgarten	X	-	Prinz-Georg-Str.	-	-
Feuerbachstr.	X	-	Grashofstr.	X	-
Spee`scher Graben	X	-	Zoopark	X	X
Kaiserteich	X	-	Yorckstr.	-	-
Landskrone	X	X	Negativ Kontrolle	-	-
Mündung Pillebach	X	-	Gartenteich	-	-

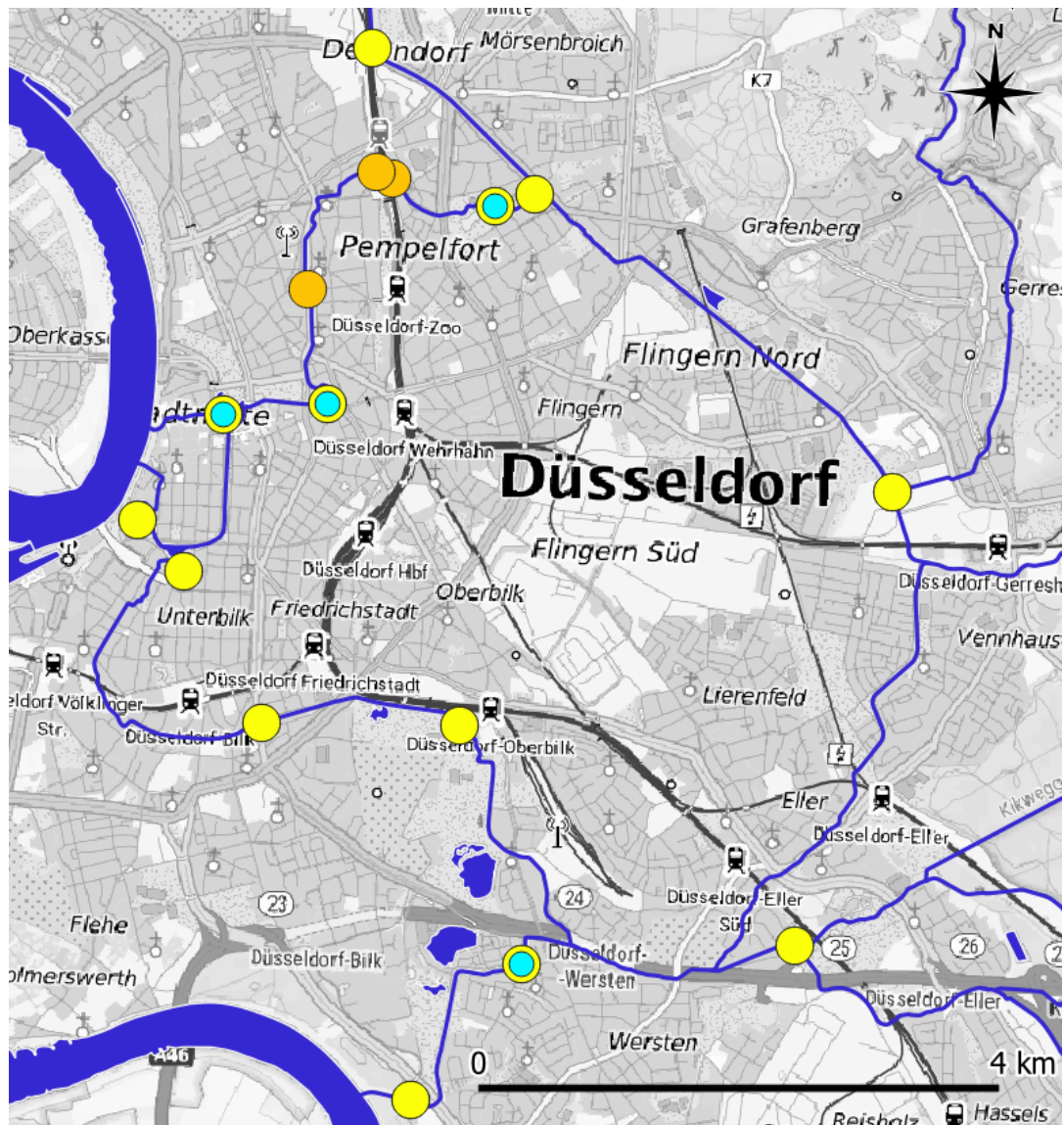


Abbildung 26: Probestellen und Ergebnisse des eDNA-Profiles. Probestellen der Kalksand-Lochsteine, sowie *F.immunis*- und *Astacoidea*-Detektion farblich gekennzeichnet. Kreis = Probestelle, gelb = *Astacoidea*, türkis = *Faxonius immunis*. Orange Kreise (gefüllt) deuten auf das Ausbleiben der Detektion jeglicher Flusskrebsart hin.

3.4.4. Vergleich der Kartierungsmethoden

Die Ergebnisse der KLB und MZB 2019 zeigten im Vergleich einen ähnlichen Verbreitungsradius des *Faxonius immunis*. Unterschiede fanden sich jedoch bei dem Ausbreitungsgrad der Arten *Pacifastacus leniusculus* und *Faxonius limosus*. Die Art *F. limosus* konnte während der Makrozoobenthosbeprobung einzig im Kittelbach, nahe Rheinufer in Kaiserswerth, festgestellt werden (Abbildung 22, Abbildung 27).

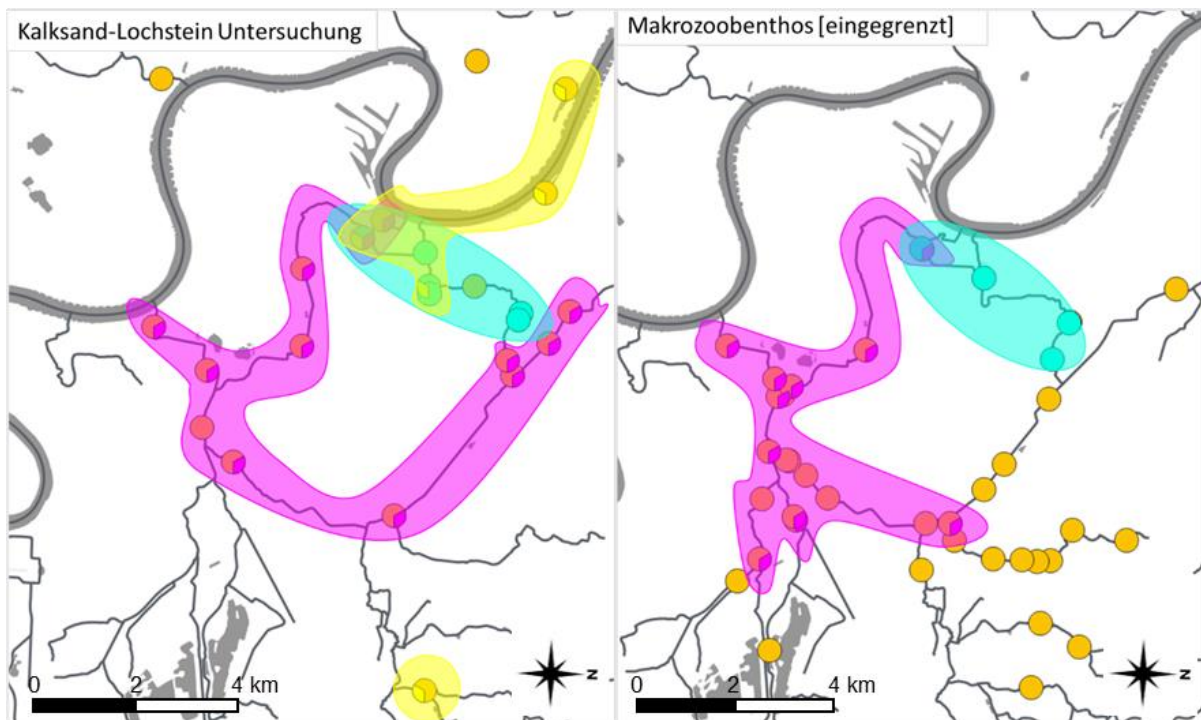


Abbildung 27: Vergleich der Makrozoobenthos und Kalksand-Lochstein Untersuchungsergebnisse. Der mittels der detektierten Flusskrebsarten vermutete Radius der Ausbreitung wird durch die transparente Markierung angedeutet. Die Makrozoobenthosbeprobung wurde im April bis Mai 2019 und die Kalksand-Lochstein-Beprobung im August desselben Jahres durchgeführt. Kreis: Untersuchte Gewässerabschnitte. Orange Kreise (gefüllt) deuten auf das Ausbleiben eines Fundes jeglicher Flusskrebsart hin. Lila: *Pacifastacus leniusculus*; Gelb: *Faxonius limosus*; Türkis: *Faxonius immunis*.

Abweichend von den Kartierungsergebnissen der MZB und KLB konnte auch Kalikokrebs-eDNA in einer Sedimentprobe vom Brückerbach (Am Gansbruch) detektiert werden.

Die berechnete Erfolgsquote der Detektion der Astacoidea (*F. immunis*, *F. limosus*, *P. leniusculus*) mittels Kalksand-Lochstein-Beprobung wies mit ~86 % zu dem eDNA-Profil mit ~81,2 % und der Makrozoobenthosbeprobung mit ~30,5 % das beste Ergebnis auf. Die Berechnung der Erfolgsquote stützte sich auf die Annahme, dass alle untersuchten Gewässer Bestände von Flusskrebsarten enthielten.

3.5. Reusen und Lochsteine als Maßnahme gegen *F. immunis*

Zur Testung der Funktionalität und Effizienz wurden Kalksand-Lochsteine und verschiedene Reusentypen in vom Kalikokrebs eingewanderten Gewässern getestet. Die Tests wurden 2019 in den Monaten August bis Oktober durchgeführt (Anhang 3-9).

3.5.1. Effizienz der Kalksand-Lochsteine

Die Flusskrebse präferierten zu 63,5 % die untersten, zu 18,9 % die mittleren und zu 17,6 % die obersten Vertiefungen der Lochsteine (Abbildung 28). Die Wahl der oberen und mittleren Reihe kam mitunter durch Verschlammung der untersten Löcher und Belegung durch Artgenossen zustande. Die Löcher wurden von Flusskrebsen belegt, die Carapaxlängen von bis zu 45,8 mm besaßen.

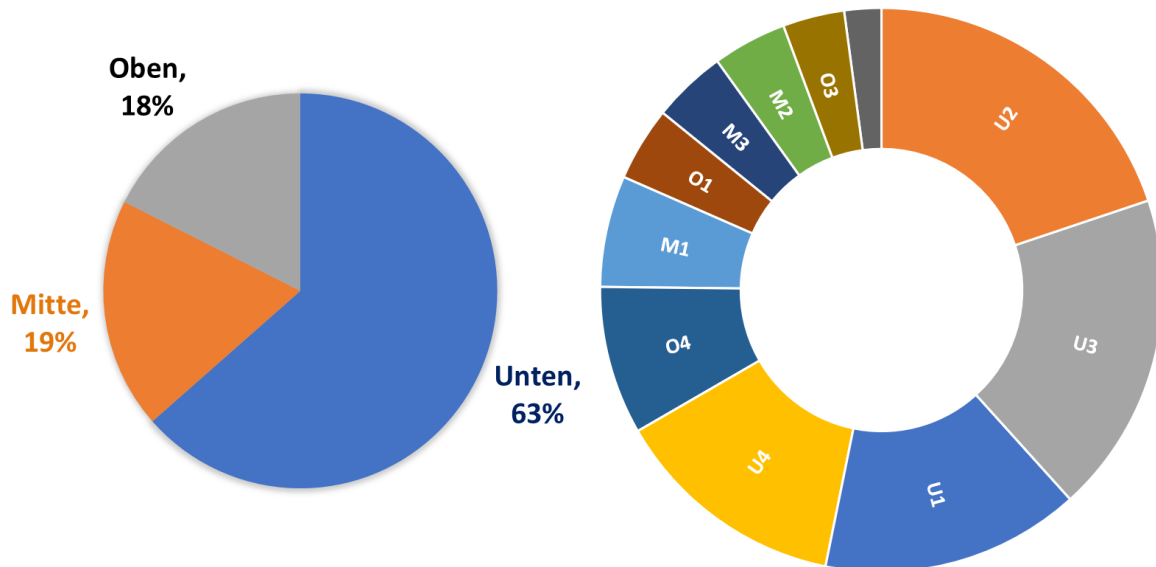


Abbildung 28: Lochpräferenz der im Düsselsystem und umliegenden Gewässern vorkommenden Flusskrebse für Kalksand-Lochsteine. U1-4 sind die Vertiefungen der untersten, M1-3 die der mittleren und O1-4 die der obersten Reihe. Die Tiere zeigten eine deutliche Präferenz für am Gewässergrund befindliche Vertiefungen der untersten Reihe.

Unterschiede bei den Ertragsmengen entstanden durch die Veränderung der Anzahl der Kontrollen (täglich, wöchentlich), die Länge der Untersuchung (1 Woche, 2 Wochen) und die Anzahl der Steine (1-2 Steine). Der höchste Ertrag wurde erzielt, wenn eine tägliche Kontrolle innerhalb der zwei Wochen erfolgte (Abbildung 29 A). Die tägliche Kontrolle bedingte jedoch einen hohen Zeitaufwand. Das Geschlechtsverhältnis der gefangenen Flusskrebse lag bei ca. 50 % (Abbildung 29 B).

Die Verwendung von nur einem gegenüber zwei Steinen sowie die ein- oder zweiwöchentliche Kontrolle führten zu einem deutlich geringeren Ertrag (Abbildung 29 A). Das Geschlechtsverhältnis wies in diesem Kontrollrhythmus eine höhere Frequenz an Männchen auf (Abbildung 29 B).

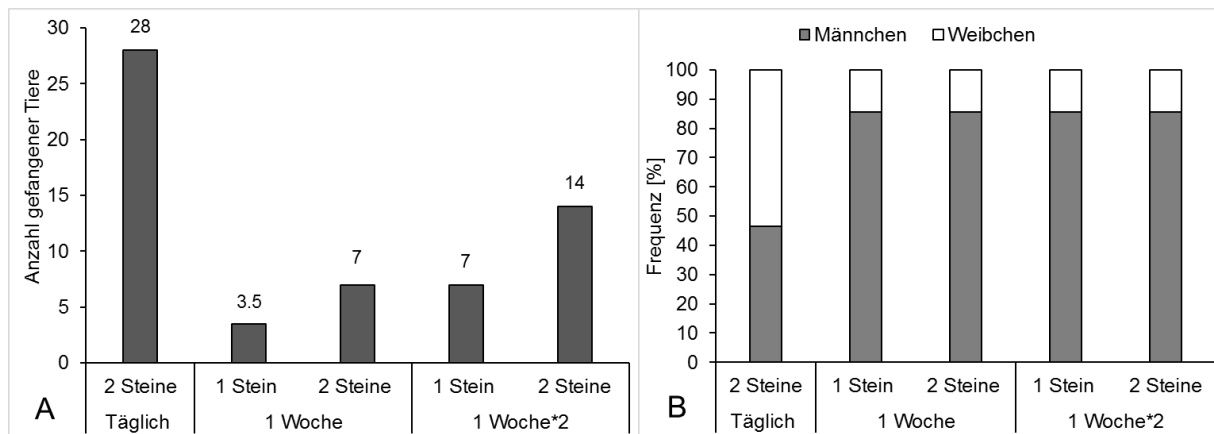


Abbildung 29: [A] Summierte Erträge (Zahlen) der Kalksand-Lochsteine durch Veränderung verschiedener Parameter: Anzahl an Kontrollen (täglich, wöchentlich), Testzeitraum (1 Woche, 2 Wochen), Anzahl der Kalksand-Lochsteine (1 Stein, 2 Steine). Die tägliche Kontrolle erfolgte über zwei Wochen. [B] Geschlechtsfrequenz der gefangenen Flusskrebse. Die Versuche wurden im Düssel-Abschnitt nahe der Louise-Dumont-Straße im August 2019 durchgeführt.

Die Wahrscheinlichkeit, mindestens einen Flusskrebs zu fangen, unter der Annahme das Flusskrebse vorhanden waren, betrug bei nur einem Stein nach einer Woche Kontrolle 40,9 %. Wurde die Anzahl der Steine oder die Anzahl der Wochen erhöht, betrug die Fangwahrscheinlichkeit 63,6 %. Wurden beide Faktoren erhöht, lag die Fangwahrscheinlichkeit bei 86,4 %.

3.5.2. Effizienz der Fanggeräte im Vergleich

Die tägliche Kontrolle der Fanggeräte ergab innerhalb von zwei Wochen eine Ausbeute von 18 (Piratreuse Modell 1), 19 (Piratreuse Modell 2, modifiziert), 8 (Krebsreuse), 13 (Korbreuse Modell 1), 9 (Korbreuse Modell 2, modifiziert), 3 (Fischreuse) und 40 (Lochsteine) Flusskrebse (Abbildung 30 A). Bei Einsatz der Lochsteine war das Geschlechtsverhältnis am ausgewogensten. Im Gegensatz dazu wiesen die Fangergebnisse bei Einsatz verschiedener Reusentypen einen höheren prozentualen Anteil an Männchen auf. Ein signifikanter Unterschied des Geschlechtsverhältnisses bestand nur beim Fangergebnis mittels Piratreuse Modell 1 (Chi-Quadrat-Test, p-Wert = 0.0016**). Weitere signifikante Unterschiede konnten höchstwahrscheinlich durch zu geringe Ertragsmengen nicht festgestellt werden (Abbildung 30 B).

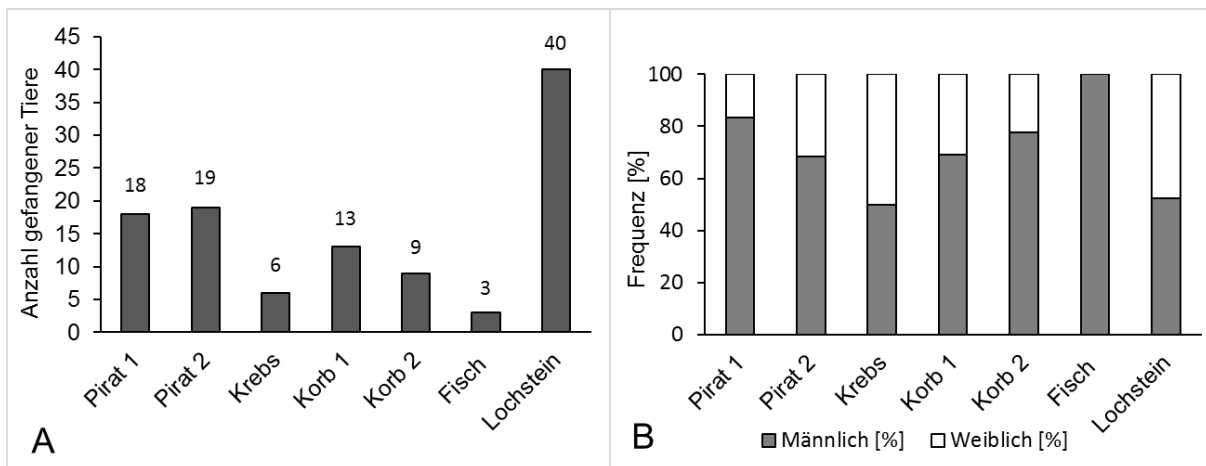


Abbildung 30: [A] Summierte Erträge (Zahlen) der getesteten Reusen und Lochsteine im Gewässerabschnitt Louise-Dumont-Straße bei täglicher Kontrolle innerhalb von zwei Wochen. [B] Geschlechtsfrequenz der gefangenen Flusskrebse. Pirat 1/2 = Piratreuse Modell 1/2, Krebs = Krebsreuse, Korb 1/2 = Krebskorb Modell 1/2, Fisch = Fischreuse, Lochstein = Kalksand-Lochsteine.

Die Lochsteine wiesen einen signifikanten Unterschied des Ertrages bei täglicher Entnahme gegenüber den Reusentypen auf.

Die Krebs- sowie die Fischreuse wiesen das schlechteste Ergebnis und die signifikant kleinsten Erträge gegenüber den Piratreusen und Lochsteinen auf. Die für die Kalikokrebse spezifisch gebauten Krebskörbe Modell 1 und 2 erbrachten keine signifikant höheren Erträge (Abbildung 31). Die Modifizierung des Krebskorbes Modell 1 (siehe Krebskorb Modell 2), die einen erleichterten Einstieg erlauben sollte, erbrachte keine signifikant höheren Fangergebnisse.

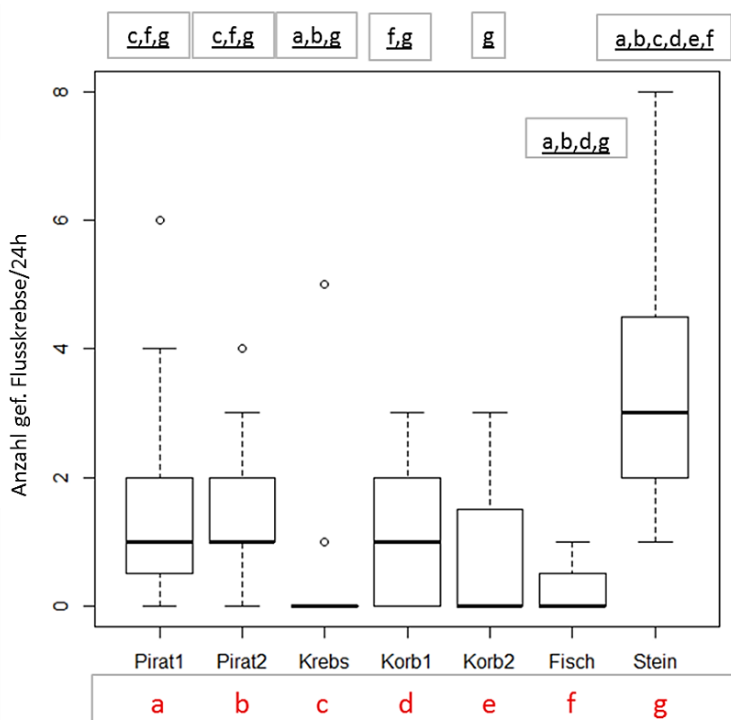


Abbildung 31: CPUE der Reusen und der Kalksand-Lochsteine bei täglicher Kontrolle. Reusen und Steine wurden im Düssel Gewässerabschnitt Louise-Dumont-Straße innerhalb der Monate September bis Oktober ausgelegt. Pirat 1/2 = Piratreuse Modell 1/2, Krebs = Krebsreuse, Korb 1/2 = Krebskorb Modell 1/2, Fisch = Fischreuse, Stein = Kalksand-Lochsteine. Die Buchstaben bezeichnen die verschiedenen Fanggeräte. Signifikante Unterschiede zu anderen Fanggeräten werden über die Buchstabenkombinationen oberhalb angegeben.

Die Flusskrebse, die mittels Kalksand-Lochsteine gefangen wurden, wiesen eine signifikant kleinere Carapaxlänge und ein geringeres Gewicht auf.

Die Piratreuse Modell 2, zum Fangen kleinerer Exemplare modifiziert, wies keinen signifikanten Unterschied im Fangergebnis zur Piratreuse Modell 1 auf. Die Fisch-, Krebs- und Piratreusen enthielten Flusskrebse mit den längsten Carapax und dem höchsten Gewicht (Abbildung 32).

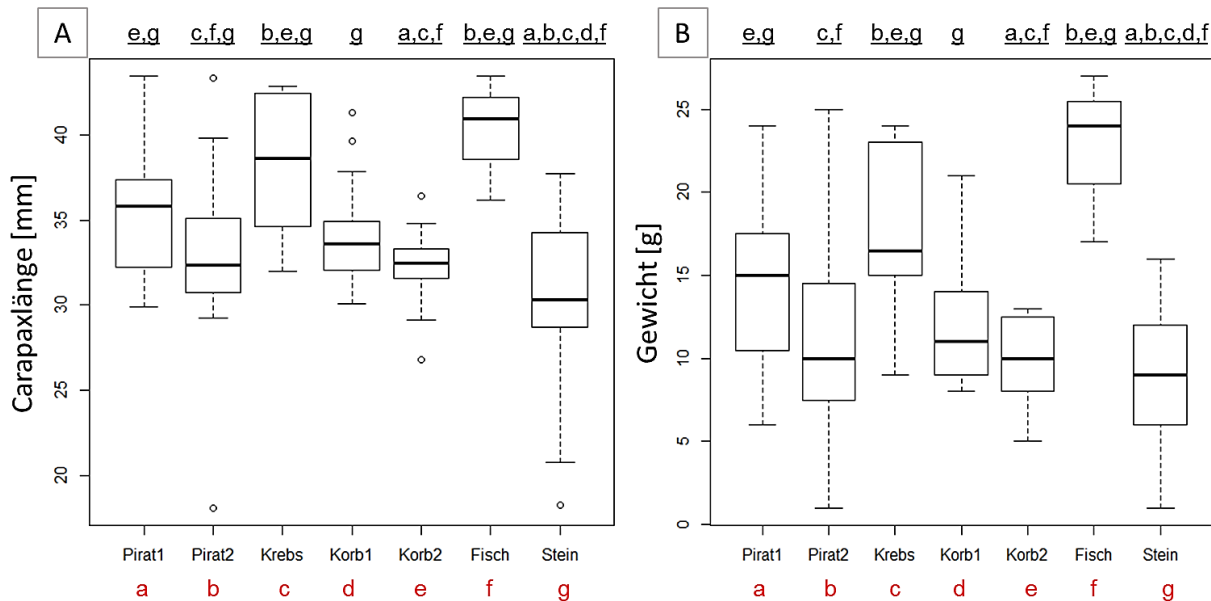


Abbildung 32: Vergleich der Reusen und Kalksand-Lochstein Erträge durch **[A]** die Carapaxlänge [mm] und **[B]** das Gewicht [g]. Reusen und Steine wurden im Düssel Gewässerabschnitt Louise-Dumont-Straße ausgelegt und innerhalb von zwei Wochen täglich kontrolliert. Pirat 1/2 = Piratreuse Modell 1/2, Krebs = Krebsreuse, Korb 1/2 = Krebskorb Modell 1/2, Fisch = Fischreuse, Stein = Kalksand-Lochsteine. Die Buchstaben bezeichnen die verschiedenen Fanggeräte. Signifikante Unterschiede zu anderen Fanggeräten werden über die Buchstabenkombinationen oberhalb angegeben.

3.6. Vergleich der Bestände nahe der Yorck- und der Louise-Dumont-Straße

Mittels der verschiedenen Kartierungsmethoden wurden die größten *Faxonius immunitis* Bestände in den Gewässerabschnitten der Yorckstraße und der Louise-Dumont-Straße detektiert. Der Krebskorb Modell 1, die Piratreuse Modell 1 und die Kalksand-Lochsteine wurden innerhalb von zwei Wochen täglich kontrolliert.

Der täglich erbrachte Ertrag des Krebskorbes Modell 1 und der Piratreuse Modell 1 zeigten keine signifikanten Unterschiede. Im Vergleich dazu waren die Erträge der Lochsteine signifikant höher ($W = 22$, $p\text{-value} = 0.00087^{**}$; Abbildung 33, Anhang 10-15).

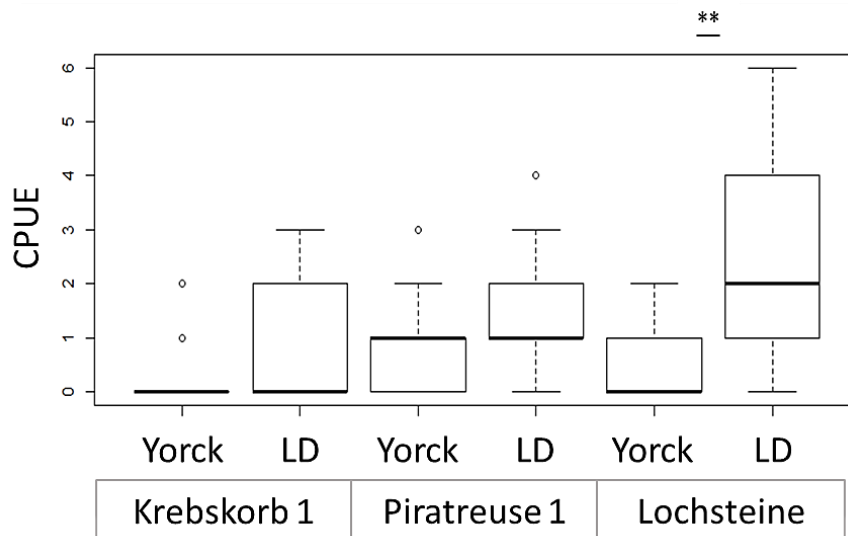


Abbildung 33: Vergleich des CPUEs der Flusskrebse (*Astacoidea*) der Yorck- und der Louise-Dumont-Straße. Zu Vergleichszwecken wurden der Krebskorb Model 1, die Piratreuse Model 1 und je zwei Lochsteine in die zu untersuchenden Gewässer platziert und täglich kontrolliert. Ein signifikant höherer Ertrag war nur bei den Lochsteinen zu verzeichnen ($W = 22$, $p\text{-value} = 0.0008713$). Yorck = Yorckstraße, LD = Louise-Dumont-Straße. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Vergleicht man dagegen die summierten Erträge der Yorckstraße zur Louise-Dumont-Straße, war der Fangertrag am Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße deutlich erhöht. Es ergab sich darüber hinaus eine hohe Anzahl an *Pacifastacus leniusculus*, die mittels des Krebskorbes sowie der Piratreuse in dem Gewässer der Yorckstraße gefangen wurden. Es wurden keine Signalkrebse mittels der Lochsteine gefangen (Abbildung 34).

Der Ertrag der an der Yorckstraße gefangenen Tiere war: 0 Fi und 4 PI (Krebskorb Modell 1, Anhang 11), 2 Fi und 9 PI (Piratreuse Modell 1, Anhang 10) sowie 5 Fi und 0 PI (Kalksand-Lochsteine, Anhang 12). Hingegen war der Ertrag an der Louise-Dumont-Straße: 11 Fi und 0 PI (Krebskorb Modell 1, Anhang 14), 19 Fi und 1 PI (Piratreuse Modell 1, Anhang 13) und 30 Fi und 0 PI (Kalksand-Lochsteine, Anhang 15; Abbildung 34).

Es konnte kein signifikanter Unterschied von der Anzahl der Art *P. leniusculus* zu der Art *F. immunis* auf der Yorckstraße (Wilcoxon-Test: $p\text{-value} = 0,23$) im Gegensatz zur Louise-Dumont-Straße (Wilcoxon-Test: $p\text{-value} = 0.0016^{**}$) festgestellt werden.

Vergleicht man hingegen eine der Arten zwischen den Gewässern, so entstand ein signifikanter Unterschied der Krebsbestände von *P. leniusculus* (Wilcoxon-Test: $p\text{-value} = 0.0071^*$) und *F. immunis* (Wilcoxon-Test: $p\text{-value} = 0.0015^{**}$).

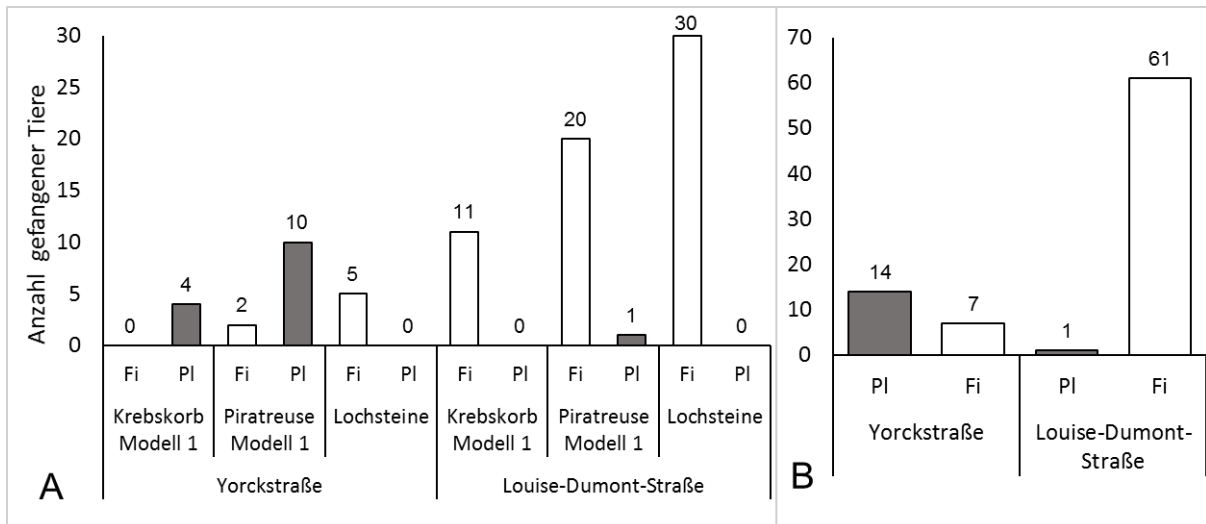


Abbildung 34: [A] Zu Vergleichszwecken wurden der Krebskorb Modell 1, die Piratreuse Modell 1 und zwei Lochsteine in die zu untersuchenden Gewässer im Oktober 2019 platziert und täglich kontrolliert. [B] Summierter Erträge der gefangenen *Faxonius immunis* (Fi) und *Pacifastacus leniusculus* (PI) nahe der Yorck- und Louise-Dumont-Straße nach zwei Wochen.

Gefangene *Faxonius immunis* auf der Yorckstraße wiesen eine durchschnittliche Carapaxlänge von 27,4 mm und ein Gewicht von 7,4 g auf, während sich auf der Louise-Dumont-Straße eine durchschnittliche CL von 33,4 mm und ein Gewicht von 12,2 g ergab. Die Art *P. leniusculus* hingegen zeigte eine durchschnittliche CL von 49,1 mm und ein Gewicht von 35,3 g im Gewässer der Yorckstraße und eine CL von 57,1 mm und ein Gewicht von 61 g im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. Die Kalikokrebse der Louise-Dumont-Straße waren im Vergleich zu ihren Artgenossen der Yorckstraße ca. 6,0 mm länger und 4,7 g schwerer, während der Signalkrebs 8,0 mm länger und 25,7 g schwerer war.

3.7. Ökologischer Zustand der befallenen Gewässerabschnitte

Die Auswirkungen, die die Art *Faxonius immunis* auf den ökologischen Zustand und Qualität der Gewässer ausübt, wurde für Typ 14 Fließgewässer mittels des Berechnungssystem PERLODES, Modul Degradation (HMWB), überprüft.

Untersucht wurden das Ziergewässer Kaiserteich und der Gewässerabschnitt nahe der Yorckstraße, in denen Kalikokrebsbestände festgestellt worden waren. Zum Vergleich wurde der ökologische Zustand für weitere Gewässerabschnitte berechnet.

Die Bewertungen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und der dazugehörigen Indicies aller untersuchten Typ 14 Gewässer zeigten innerhalb der Jahre 2015 bis 2019 unterschiedlich starke Schwankungen. Das Einzelindex „[%] litoral“ schneidet

grundsätzlich deutlich schlechter als die anderen Einzelindicies ab. Bei den meisten Gewässern lag die ökologische Potentialklasse in den Jahren 2015 bis 2019 bei gut bis mäßig.

Eine Verschlechterung der Allgemeinen Degradation und somit der ökologische Potentialklasse konnte zwar zum Jahr 2019 im Kaiserteich festgestellt werden, jedoch wiesen auch andere Gewässerabschnitte ohne registrierte *F. immunis* Vorkommen eine Verschlechterung der ökologischen Potentialklasse auf. Die Schwankungen scheinen nicht atypisch zu sein (Tabelle 8).

Tabelle 8: Vergleich der ökologischen Potenzialklassen mehrerer Gewässerabschnitte und Ziergewässer in und nahe Düsseldorf innerhalb der Jahre 2015 bis 2019. Die ökologische Potenzialklasse wird mittels worse-case Prinzip aus den Ergebnissen der Einzelmodule: Saprobie, Versauerung und Allgemeine Degradation bestimmt. Das Modul Allgemeine Degradation setzt sich für Typ14 Gewässer aus den vier Einzelindizes (Core Metrics): (1) German Fauna Index (Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose), (2) [%] littoral (prozentualen Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Littorals leben), (3) EPT [%] abundance classes (relative Abundanz der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Taxa) und (4) Anzahl der Trichoptera-Taxa zusammen. *F. immunitis* Bestände bestehen im Kaiserteich und der Yorkstraße. Die Qualitätsklassen wurden farblich markiert: Blau = sehr gut; grün = gut; gelb = mäßig; orange = unbefriedigend, rot = schlecht.

HMWB Ökologische Potenzialklasse					German Fauna Index type 14/16					[%] littoral (scored taxa = 100%)				
2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019
gut	mäßig	gut	gut	mäßig	0.601	0.591	0.659	0.526	0.722	0.101	0.067	0.306	0.191	0
mäßig	mäßig	gut	gut	gut	0.351	0.316	0.437	0.58	0.585	0.036	0.287	0.756	0.742	0.133
mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig	0.68	0.633	0.793	0.615	0.509	0	0	0.219	0	0
unbefriedigend	unbefriedigend	gut	mäßig	mäßig	0.397	0.385	0.849	0.325	0.542	0	0	0.975	1	1
gut	schlecht	mäßig	mäßig	mäßig	0.662	0.2	0.345	0.689	0.566	0	0	0	0	0
unbefriedigend	mäßig	mäßig	mäßig	gut	0.357	0.575	0.555	0.531	0.969	0	0.504	0	0.043	0.792
gut	gut	gut	gut	gut	0.925	0.668	0.921	0.966	0.942	0.615	0.964	0.521	1	0.885
gut	gut	gut	gut	gut	0.58	0.725	0.673	0.743	0.835	0.33	0.926	0.624	0.634	0.622
HMWB Degradation					EPT [%] (abundance classes)					# Trichoptera				
2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019	2015	2016	2017	2018	2019
0.65	0.59	0.71	0.62	0.44	1	1	1	1	0.35	1	0.714	1	1	0.179
0.51	0.51	0.66	0.74	0.64	1	0.846	1	1	0.961	1	1	0.893	1	1
0.54	0.58	0.69	0.57	0.54	0.484	0.635	0.574	0.577	0.734	0.725	1	1	1	1
0.34	0.35	0.8	0.44	0.5	0.439	0.399	0.752	0.243	0.119	0.435	0.58	0.58	0.435	0.29
0.66	0.2	0.5	0.57	0.49	1	0.426	1	1	0.528	1	0.179	1	0.357	0.714
0.4	0.59	0.44	0.53	0.93	0.649	0.74	0.418	0.576	1	0.7	0.6	0.6	1	0.893
0.89	0.82	0.88	0.97	0.92	1	1	1	0.93	0.943	1	1	1	1	0.893
0.65	0.83	0.76	0.75	0.81	0.86	0.92	0.924	0.799	0.873	1	1	1	0.893	0.893

Vergleicht man die Taxa in den Gewässern der Jahre 2015 bis 2019, waren Zu- und Abnahmen der Diversität zu verzeichnen. Es konnte aber keine eindeutige Tendenz einer Zu- und Abnahme beobachtet werden (Abbildung 35).

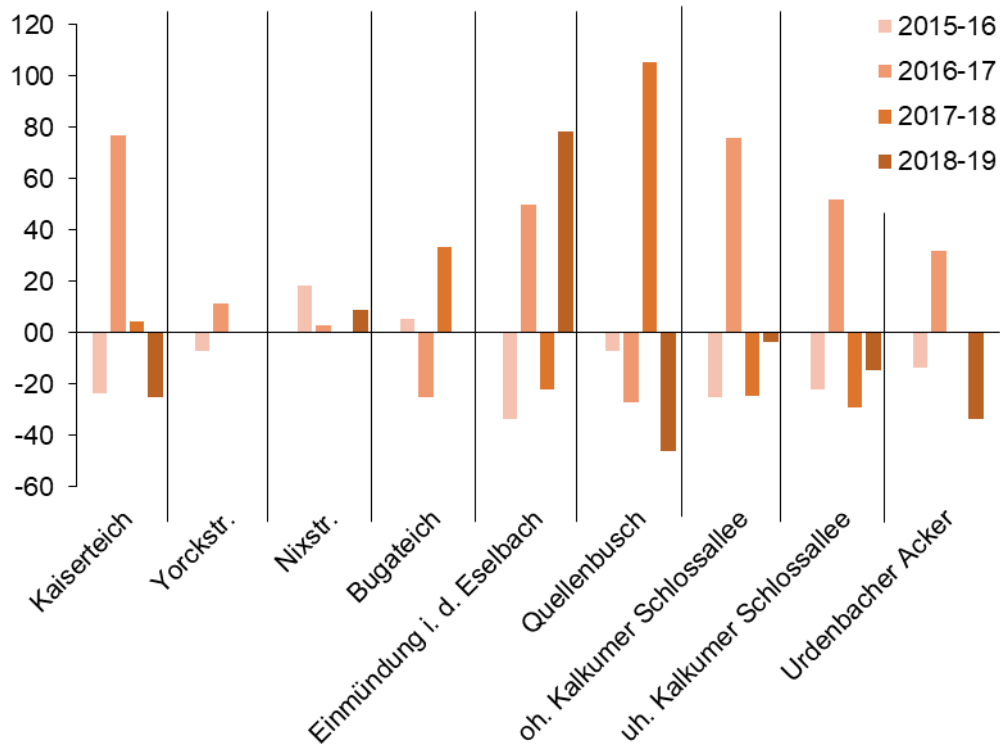


Abbildung 35: Zu- und Abnahme der Diversität über die Jahre 2015 bis 2019. Daten stammen aus erstellten Taxalisten der Makrozoobenthosbeprobungen des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf. *Faxonius immunis* Bestände wurde im Kaiserteich und im Gewässerabschnitt der Yorckstraße registriert. Alle weiteren Gewässer wurden zu Vergleichszwecken hinzugezogen.

Der Vergleich der befallenen Gewässer im Jahr 2015 und 2019 zeigte, dass die Diversität um 5,9 % (Kaiserteich) und 3,6 % (Yorckstraße) gestiegen ist. Weitere Gewässerabschnitte, die keine Kalikokrebsbestände vorwiesen, zeigten ebenfalls eine geringe (5,3 % Bugateich) oder starke Zunahme (33,3 % Nixstr; 38,9 % Einmündung in den Eselbach). Ebenfalls gab es Gewässer die einen Rückgang der Diversität zu verzeichnen hatten (25 % Quellenbusch; 3,6 % oh. Schlossallee; 28,1 % uh. Schlossallee; 24,1 % Urdenbacher Acker).

3.8. Einfluss der Kalikokrebse auf das Makrozoobenthos

Die Makrozoobenthos Diversität und Abundanz aller 2019 überprüften Typ 14 Gewässer wurden, bezogen auf die An- oder Abwesenheit des *Faxonius immunis*, auf Unterschiede geprüft (Abbildung 36).

Der Makrozoobenthosbestand der Gewässer, die Kalikokrebse beinhalteten (n=3), unterschied sich nicht signifikant von den Gewässern bei denen keine Kalikokrebse detektiert werden konnten (n=42; ANOSIM: $p = 0,2392$; statistisches $R = 0,0899$). Eine starke Streuung der Datenpunkte konnte für die Gewässer beobachtet werden.

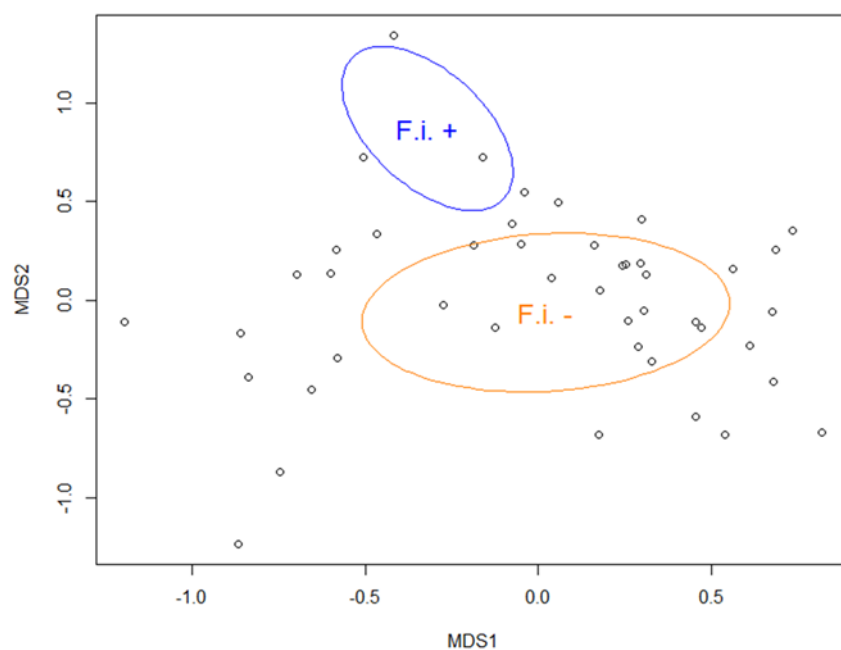


Abbildung 36: Vergleich der untersuchten Typ 14 Tieflandbäche auf Differenzen der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos mittels Non-Metric Multidimensionaler Skalierung (NMDS). F.i.+ (blau) = Gewässer mit *Faxonius immunis* Vorkommen, F.i.- (orange) = Gewässer ohne Vorkommen. Daten wurden aus den Taxalisten der Makrozoobenthos-Beprobung 2019 des Stadtentwässerungsbetriebs Düsseldorf entnommen.

Unterteilte man des Weiteren die taxonomischen Gruppen, die als präferierte und nicht präferierte Beute gewertet wurden, kann man bei den Bestandsaufnahmen von Bivalvia, Trichoptera und Ephemeroptera signifikante Differenzen (ANOSIM: $p = 0,0307^*$; statistisches $R = 0,3858$) zwischen den Gewässern feststellen (Abbildung 37).

Die nicht präferierten Taxagruppen (Gastropoda, Odonata, Diptera, Crustacea und Oligochaeta) wiesen hingegen keine signifikante Differenz (ANOSIM: $p = 0,1023$; statistisches $R = 0,2585$) auf. Auch nach der Aufteilung konnten starke Streuungen der Daten beobachtet werden (Abbildung 37).

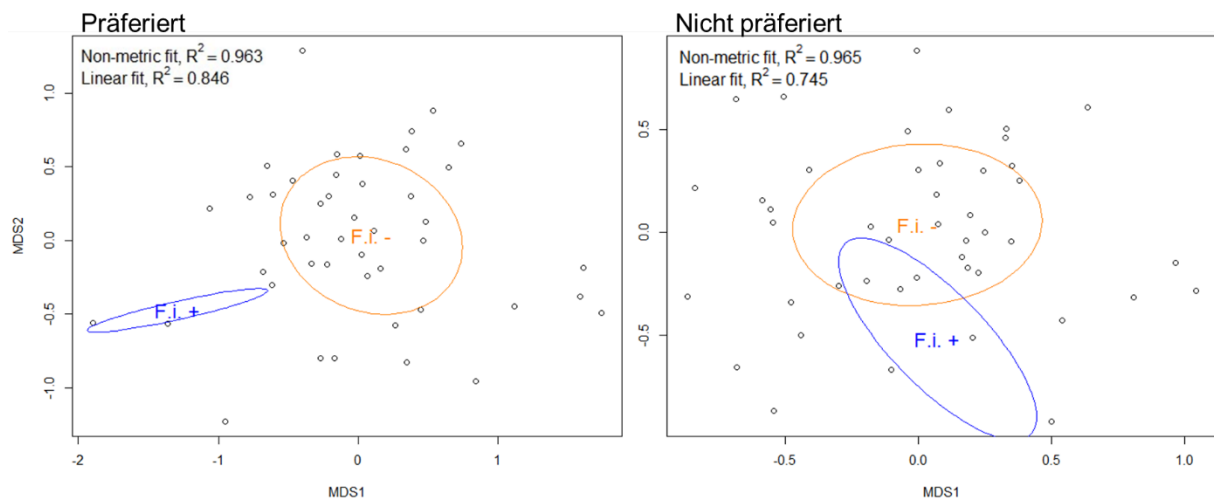


Abbildung 37: Vergleich der untersuchten Typ 14 Tieflandbäche auf Differenzen der präferierten und nicht präferierten Taxa Gruppen des Makrozoobenthos mittels Non-Metric Multidimensionaler Skalierung (NMDS). Zu der präferierten Beute wurden die Taxa Gruppen: Bivalvia, Trichoptera und Ephemeroptera gezählt. Alle weiteren taxonomischen Gruppen wurden als nicht-präferiert gewertet: Gastropoda, Odonata, Diptera, Crustacea und Oligochaeta. F.i.+ (blau) = Gewässer mit *Faxonius immunis* Vorkommen, F.i.- (orange) = Gewässer ohne Vorkommen. Daten wurden aus den Taxalisten der Makrozoobenthos-Beprobung 2019 des Stadtentwässerungsbeetriebs Düsseldorf entnommen.

Bei Betrachtung der einzelnen Taxagruppen konnten signifikante Unterschiede zwischen den Gewässerbeständen bei Trichoptera (Adonis: $p = 0,0304^*$, ANOVA: $p = 0,3453$), Heteroptera (ANOSIM: $p = 0,0206^*$; statistisches $R = 0,1669$), Coleoptera (ANOSIM: $p = 0,0137^*$, statistisches $R = 0,489$), Hirudinea (ANOSIM: $p = 0,0029^{**}$, statistisches $R = 0,5513$), Bivalvia (ANOSIM: $p = 0,001^{**}$, statistisches $R = 0,451$) und Turbellaria (ANOSIM: $p = 7 \cdot 10^{-4^{**}}$, statistisches $R = 0,507$), festgestellt werden (Tabelle 9).

Alle weiteren Taxa Gruppen zeigten keine signifikanten Differenzen (Diptera, ANOSIM: $p = 0,2392$, statistisches $R = 0,0899$; Oligochaeta, ANOSIM: $p = 0,2392$, statistisches $R = 0,0899$; Crustacea, ANOSIM: $p = 0,2392$, statistisches $R = 0,0899$; Gastropoda, ANOSIM: $p = 0,2392$, statistisches $R = 0,0899$; Ephemeroptera, ANOSIM: $p = 0,0569$, statistisches $R = 0,3425$; Odonata, ANOSIM: $p = 0,0509$, statistisches $R = 0,2962$; Tabelle 9).

Alle Taxa, mit Ausnahme von Turbellaria und Hirudinea, wiesen ein statistischen R-Wert von unter 0,5 auf. Die Bewegungsmuster der Taxa, die zwischen den Gewässern eine signifikante Differenz der Zusammensetzung zeigten, besitzen Bewegungsmuster von sessil bis hin zu schwimmend und an der Wasseroberfläche treibend (Tabelle 9).

Tabelle 9: Vergleich der Diversität und Abundanz taxonomischer Gruppen zwischen Gewässern mit und ohne *Faxonius immunis* Bestand. gr = grabend; kr = kriechend; sw = schwimmend; swW = unter dem Wasseroberflächenfilm schwimmend, v = in Verstecken verbleibend, Pfl = Pflanzen, St = Steine, *Mögliche Bewegungsmuster der Taxa unter Wasser entnommen aus: Clegg (1974) „Freshwater Life“ third edition london, england revised by frederick warne & Co LTD. * >0,05, ** >0,005, *** >0,0005.

Taxonomische Gruppe	ANOSIM p-Wert	statistisches R	Bewegungsmuster ⁺
Diptera	0,7775	- 0,1518	gr, kr, sw, swW, v
Oligochaeta	0,7157	- 0,0954	gr, kr
Crustacea	0,1996	0,1548	kr, sw
Gastropoda	0,1415	0,1695	kr
Ephemeroptera	0,0569	0,3425	gr, sw, stationär (Pfl/St)
Odonata	0,0509	0,2962	sw, stationär (Pfl)
Trichoptera	0,0304 *	0,3453	kr
Heteroptera	0,0206 *	0,1669	gr, sw, v, swW
Coleoptera	0,0137 *	0,4890	kr, sw
Hirudinea	0,0029 **	0,5513	kr, sw
Bivalvia	0,0010 **	0,4510	sessil
Turbellaria	0,0007 **	0,5070	swW, stationär (Pfl/St)

3.9. Prädation durch heimische Fischarten

Die Düssel, die Erft und der Albertussee beherbergen die Ordnungen der Aal- (Anguilliformes), Lachs- (Salmoniformes), Karpfen- (Cypriniformes), Barsch- (Perciformes), Grundel- (Gobiiformes), Hecht- (Esociformes), Dorsch- (Gadiformes) und Welsartigen (Siluriformes).

Beobachtungen zufolge zählen Flusskrebse für einige der Fischarten zur Beute, andere können allein ausgehend von ihrer überlegenden Körpergröße als Prädatoren angesehen werden. In der Düssel überschneiden sich die Lebensräume der Fischarten mit denen der Kalikokrebse (Tabelle 10).

Tabelle 10: Tabellarische Auflistung der Fischarten, ihrer durchschnittlichen und maximalen Größe in cm, des Vorkommens in den Gewässern der Düssel, der Erft und des Albertussees, und Prädatoren. Die Fischarten, die in der Düssel vorkommen und als Prädatoren von Flusskrebsen agieren, wurden orange markiert. L = Landskrone; J = Jacobistraße (2018); SKS = Schwanenspiegel/Kaiserteich und Spee'scher Graben; Kö = Kö-Graben (2011). Quelle: ** Mairland PS (2000) Guide to freshwater fish of Britain and Europe. Hamlyn an imprint of Octopus Publishing Group Limited, Haddington, Scotland. * Longshaw M, Stebbing P (2016) Biology and ecology of crayfish. CRC Press, Boca Raton. Registrierte Fischarten wurden mit einem x markiert.

Spezies	Größe [cm]**		Vorkommen			Beute*: Fluss- krebs
	i.D.	Max.	Düssel	Erft	Alber- tussee	
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	40-90	200	L	X		X
Aland (<i>Leuciscus idus</i>)	35-50	100	J			
Äschen (<i>Thymallus thymallus</i>)	25-35	50		X		
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	15-50	70		X		X
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	25-75	100		X		
Brassen (<i>Abramis brama</i>)	30-50	80	J, L, SKS	X	X	
Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)	30-50	80	J	X		X
Dreistachliger Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	4-8	11	J			
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	20-35	51	L, Kö, SKS	X	X	X
Forelle (<i>Salmo trutta</i>)	15-50	70		X		X
Grundel (<i>Gobiidae</i>)	15-22	20-25	L			
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	10-15	20	J			
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	30-120	150	L, SKS	X	X	X
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	25-75	100	L, Kö, SKS	X	X	X
Quappe (<i>Lota lota</i>)	30-50	120		X		X
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	25-45	70				X
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	20-35	52	J, L, Kö, SKS	X	X	
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	15-30	45	L	X	X	
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	20-40	65	Kö, SKS	X	X	X
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	100-200	500		X		
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	30-70	130		X		

4. Diskussion

Die gebietsfremde Art *Faxonius immunis* birgt als invasive Art für die betroffenen Gewässer Deutschlands viele Gefahren (Martens 2015, U.S. Fish and Wildlife Service 2015). Zur Vorbeugung und Begrenzung der möglichen Gefahren und Risiken sollten die Einwanderungsrouten bestimmt, die betroffenen Gewässer auf Präsenz der Art untersucht, den Einfluss auf die bestehende Diversität und Abundanz eingeschätzt sowie effektive Maßnahmen gegen die Art *Faxonius immunis* eingeleitet werden.

4.1. Einwanderungsrouten des *F. immunis* bis hin zur Düssel

Aufgrund der ermittelten Kartierungsdaten, bezogen auf den Großraum Düsseldorf, konnten, ausgenommen der Besiedelung der Düssel, keine Indizien gefunden werden, die auf den Rhein als Wanderroute hinweisen. Die Untersuchungen wiesen keine Bestände von Kalikokrebsen in den ruhigen Yachthäfen, im Albertussee und dem Unterlauf der Erft nach.

Der Rhein kann aber, aufgrund der limitierten Datenlage dieser Studie, als Einwanderungsweg in das Düsselsystem nicht ausgeschlossen werden und wurde aufgrund der bisher georteten Bestände als mögliche Einwanderungsrouten des Kalikokrebses in Erwägung gezogen. Die Bestände, die alle in Gewässern in Rheinnähe detektiert (Gelmar *et al.* 2006, Ott 2014, 2016, Herrmann *et al.* 2018c, Groß 2019b) sowie die Populationen, die in der Düssel und auch in Niederlande entdeckt wurden (Groß 2019a, Ottburg *et al.* 2019), weisen auf eine Verbreitung über den Rhein hin.

Es wurde schon mehrfach angenommen, dass der Kalikokrebs zur Erreichung und Besiedlung neuer Lebensräume über den Rhein und seine Seitengewässer flussauf und flussabwärts wandert (Herrmann *et al.* 2018c). Erwartet wird, dass die Tiere durch den Rhein wandern und immer wieder in ruhigen Seitengewässern Verstecke finden, in denen sie sich ausbreiten (Chucholl und Dehus 2011, pers. Mitt. Martens). Obwohl die Tiere ruhigere bis stillstehende Gewässer präferieren, wurde schon bewiesen dass sie sich auch bei stärkerer Strömung von bis zu 0,26 m/s ohne Beeinträchtigung fortbewegen können (U.S. Fish and Wildlife Service 2015).

Kalikokrebsbestände konnten bisher in den Seitengewässern des Ober-, Nieder- und Deltarheins gefunden werden (Gelmar *et al.* 2006, Ott 2014, 2016, Herrmann *et al.*

2018c, Groß 2019a b, Ottburg *et al.* 2019). Im Mittelrhein und seinen Seitengewässern wurden bislang noch keine Bestände vorgefunden. Es ist jedoch möglich, dass das Ausbleiben von Funden auf einer geringen Studienlage beruht.

Die ersten Bestände dieser Art fand man 1993 in der Nähe von Rastatt. Vom Ursprungsort ausgehend, verbreiteten sie sich wahrscheinlich über das Oberrheinsystem bis Frankfurt am Main, ~125 km mittels Luftlinie entfernt. Von Frankfurt am Main ausgehend, müssten die Tiere eine Strecke von mindestens 173 km Luftlinie bewältigt haben, um die Düssel über den Rhein zu erreichen. Die 2018 in Frankfurt am Main vorgefundenen Beständen wiesen bereits mehrere Generationen auf (Herrmann *et al.* 2018c), sodass der Zeitpunkt der Detektion nicht unbedingt mit dem Zeitpunkt der Einwanderung der Art korreliert.

Im Jahr 2018 wurden ebenfalls die ersten Exemplare in Teilen des Düsselsystems aufgefunden. Vom Rhein ausgehend existieren vier Mündungen mit direkter Verbindung zum Gewässersystem der Düssel, die Mündungen der Inneren Nördlichen und Inneren Südlichen Düssel sowie die Mündung des Brücker- und des Kittelbachs.

Die Einwanderung über die Mündung der inneren nördlichen und südlichen Düsselarme wird als unwahrscheinlich eingestuft, weil die Mündungen auf der Prallhangseite des Rheins liegen und als Rohrverbindungen keine direkte Sohlenverbindung vorliegt. Die Naturbelassenheit und die direkte Sohlenverbindung der Bachmündungen Kittel- und Brückerbach sollten dagegen die Einwanderung erleichtern.

Nach Untersuchungen des Kittel- und Brückerbachs wiesen weder die Ergebnisse der Makrozoobenthos- noch der Kalksand-Lochstein-Beprobung auf ein aktuelles Vorkommen noch auf eine Durchwanderung der Bäche hin. Einzig das eDNA Profil deutet auf eine mögliche Durchwanderung des Brückerbachs, der stromaufwärts von den Beständen liegt, hin.

Sollte die Art *F. immunis* sich über den Rhein und seine Nebenflüsse ausgebreitet haben, so wäre der Brückerbach durch seine naturbelassene Sohlenverbindung und Fischpassierbarkeit (pers. Mitt. Untere Fischereibehörde, Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2020) eine der wahrscheinlichsten Routen in das Gewässersystem Düssel. Wiederholende Kontrollen des Brückerbachs sollen zukünftig darüber Aufschluss geben können. Dies schließt die Möglichkeit und Kontrolle weitere Einwanderungswege nicht aus.

4.2. Populationsdynamik des Kalikokrebsbestandes in der Düssel

In Düsseldorf sind die Kalikokrebse nach Berechnungen seit mindestens 2,5 Jahren etabliert. Mittels einer Längen-Frequenz Distribution und einem Vergleich der Daten von Chucholl (2012b) und Tack (1941) konnten 3 Kohorten identifiziert werden. Das Ausbleiben von Gaußschen Kurven innerhalb der Datenlage beruht voraussichtlich auf der geringen Anzahl an untersuchten Individuen. Die Ursache der geringen Anzahl an Datenpunkten in der 1ten Kohorte sowie der 3ten Kohorte ist wahrscheinlich auf die Gerätschaften, die nicht für das Fangen der Jungtiere ausgelegt sind (Dorn *et al.* 2005) und dem frühzeitige Verenden durch Alltagsschwäche, den Wettbewerb mit Artgenossen und der Präsenz von Fressfeinden zurückzuführen.

Insgesamt wurden während dieser Studie über die Monate August bis Oktober 241 Kalikokrebse in den Gewässern der Düssel gefangen. Die mittels der Kohortenanalyse geschätzte Bestandsgröße von ca. 2000 Tieren deutet auf eine kleinere Bestandsgröße in den Gewässern der Düssel hin.

Der Wachstumskoeffizient lag, ausgehend von den Daten der Monate August bis Oktober, bei $0,55 \text{ Jahr}^{-1}$. Der berechnete Wachstumskoeffizient, der die Rate mit der die asymptotische Länge (L^∞) erreicht wird, angibt, weicht dabei stark von der saisonale Wachstumsrate mit einer rapiden Rate von über 1 Jahr^{-1} ab (Chucholl 2012b). Vergleichsweise besitzen die europäische Astacidae-Arten eine saisonale Wachstumsrate von $0,21$ bis $0,9 \text{ Jahr}^{-1}$, wobei auch hier verschiedene Wachstumsraten für eine Art ermittelt wurden (Scalici *et al.* 2008). Mehrere Faktoren können für die in den Monate August bis Oktober berechnete geringere Wachstumsrate verantwortlich sein: Die saisonal frühere Laichzeit, kältere Perioden mit geringerer Aktivität, geringeres Nahrungsangebot und das Erreichen eines Wachstumsplateaus (Chucholl 2012a). Für genauere Ergebnisse und Schätzungen sollten innerhalb der Monate November bis Juli Bestandsaufnahmen durchgeführt werden.

Im Vergleich zu Rheinstetten war die Anzahl der gefundenen Tiere nach Datenlage deutlich geringer (Martens 2015). Der in Rheinstetten von 2015 zu 2017 beobachtete enorme Populationsanstieg konnte in der Düssel nicht beobachtet werden. Unterschiede zu den Auen in Rheinstetten sind unter anderem der existierende Fisch- und Flusskrebsbestand, die Querbauwerke und die dadurch unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten im Gewässersystem der Düssel.

Der Kalikokrebs lebt in Gewässerbereichen, die eine Tiefe von ca. 30 cm bis 61 cm mit einer geringen Fließgeschwindigkeit und einem schlammigen Untergrund aufweisen (Tack 1941, Crocker und Barr 1968). Die Gegebenheiten der Gewässerabschnitte, in denen Kalikokrebse gefangen wurden, belegen dies.

4.3. Kartierung der *F. immunis* Bestände in der Düssel

Die Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobungen im August 2018 führten zur Auffindung der Art *F. immunis* im Inneren Nördlichen Gewässerbereich der Düssel. Die im Folgejahr April bis Mai 2019 durchgeführte Makrozoobenthosbeprobung ergab eine Ausbreitung der Krebse auch in die Gewässer der Inneren Südlichen Düssel. Die Art verblieb nicht stationär, sondern tendierte zur Ausbreitung. Die Lochstein-Beprobung 2019 ergab ein ähnliches Ergebnis, wobei ein Rückgang aus Teilen der Inneren Nördlichen Düssel beobachtet werden konnte. Der vermutete Ausbreitungsradius wurde durch die Funde von eDNA in Teilen der befallenen Gewässer bestätigt. Nur der Fund der eDNA im Gewässerabschnitt „Am Gansbruch“ liegt außerhalb des vermuteten Ausbreitungsgebietes.

Die berechneten Erfolgsquoten zur Detektion der Astacoidea durch die in dieser Arbeit genutzten Methoden waren wie folgt: Kalksand-Lochstein-Beprobung ~86 %, eDNA-Profil ~81,25 % und Makrozoobenthosbeprobung ~30,51 %. Die Berechnung der Erfolgsquote stützt sich auf die Annahme, dass alle untersuchten Gewässer Bestände von Flusskrebsarten enthielten. Weitere Verbesserungsschritte, wie eine höhere Anzahl an Proben, könnten die Erfolgchance des eDNA-Profiles deutlich steigern.

Die Makrozoobenthos- und Kalksand-Lochstein-Beprobung ergab bei den aufgefundenen Arten, *F. immunis* (Kalikokrebs), *Faxonius limosus* (Kamberkrebs) und *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs) keine nennenswerte Überschneidung der Verbreitungsgebiete. Nur vereinzelt und/oder in größeren Gewässern wurden wenige Exemplare in den Gebieten der anderen Arten entdeckt.

4.4. Ausbreitungsgrad und -radius in den Gewässern Düsseldorf

Ende des Jahres 2018 bis Mitte des Jahres 2019 konnte im Gewässersystem der Düsseldorf nur eine geringe Ausbreitung beobachtet werden. Die Lochstein-Beprobung im August 2019 ergab sogar einen Rückgang der Tiere in der Inneren Nördlichen Düsseldorf.

Ver mehrt wurde hingegen die Art *P. leniusculus* in der Inneren Nördlichen Düsseldorf (Yorckstraße) gefangen. Hier wurde im April bis Mai (MZ-Beprobung) noch ein großer *F. immunis* Bestand nachgewiesen. In den Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße wurde indessen im Oktober 2019 weiterhin ein großer Bestand von *F. immunis* registriert.

Hypothetisch wurde angenommen, dass die schlechten Erträge der Yorckstraße, trotz mutmaßlich großen Bestandes, auf die Ausweichmöglichkeiten eines üppigen Nahrungsangebotes und alternativer Versteckmöglichkeiten in den Gewässern zurückgehen.

Eine wahrscheinlichere Hypothese ergab sich durch die Tatsache, dass sich der Signalkrebs zunehmend in den Gewässern ausgebreitet hatte und somit den Bestand des Kalikokrebses zurückdrängte. Sollte der Signalkrebs einen begrenzenden Faktor darstellen, so sollte auch die weitere Ausbreitung in die Nördliche, Südliche und Unterteilte Düsseldorf begrenzt sein. Der Signalkrebs konnte in der Nördlichen und Südlichen Düsseldorf als einzige Flusskrebbsart registriert werden und gilt im Mittellauf der Düsseldorf (Kreis Mettmann) als erfolgreich etabliert (Kordges und Frenz 2019).

Nachgewiesen ist, dass sich Flusskrebbsarten durch ihre verschiedenen Fähigkeiten und ihre Fitness gegenseitig auskonkurrieren können (Chucholl *et al.* 2008, James *et al.* 2016). In 77 % der Fälle weisen sie ein aggressives Verhalten, unabhängig der Größe, gegen andere Flusskrebbs auf (Albertson und Daniels 2018). Die Körper- und Chelaegröße sind jedoch wichtige Determinanten der Durchsetzungskraft und Dominanz bei Krebsen (Nakata und Goshima 2003, Moore 2007). Tierney *et al.* (2000) stellte fest, dass zwischen vier Flusskrebbsarten, *Faxonius rusticus*, *Faxonius immunis*, *Orconectes propinquus* und *Pacifastacus leniusculus*, der Kalikokrebs die geringste Aggressivitätsrate besitzt. *Pacifastacus leniusculus* zeigte als Flusskrebs mit der längsten Carapaxlänge hingegen das aggressivste Verhalten. Die größere Körper- bzw. Chelaelänge und ihr dominantes Verhalten gegenüber anderen Flusskrebbsarten

tragen zu einer besseren Wettbewerbsfähigkeit und Abwehr bei (Stein und Magnuson 1976, Garvey *et al.* 1994).

Der Kalikokrebs besitzt vergleichsweise eine geringe Carapax- und Chelaelänge, die ihm hingegen eine deutlich größere Geschwindigkeit und Beweglichkeit bei der Fluchtreaktion durch Rückwärtsschwimmen ermöglicht. Der Grund der geringen Körper- und Chelaelänge könnte unter anderem an den Gegebenheiten liegen, an die sich der Kalikokrebs in seinem natürlichen Ökosystem anpassen musste (Tierney *et al.* 2000). Vermeintlich bevorzugt die Art Kampfvermeidungsstrategien (Tierney *et al.* 2000, Chucholl *et al.* 2008) im Einsatz gegen Vögel und Säugetiere, die sich aber bei der Konfrontation mit Fischräubern nicht bewähren (Garvey *et al.* 1994).

Die Ausbreitung des Kalikokrebes ins Inland wird somit höchstwahrscheinlich durch mehrere Faktoren begrenzt. Weitere Einflüsse, die dem Wachstum und der Ausbreitung entgegenstehen, könnten die Beschaffenheit der Gewässer und das Vorhandensein von Querbauwerken sein. Die Düssel als Gewässer wird durch viele verschiedene Querbauwerke geprägt, darunter auch Spaltwerke und Abstürze, die Gefälle von bis zu zwei Metern besitzen. Eine hohe Anzahl von verschiedenen Fischarten als mögliche Fressfeinde sollte bei den Tieren ein eher defensives Verhalten auslösen, wodurch die Fitness beeinflusst werden könnte. Überdies neigen Flusskrebse dazu, zu stromabwärts gelegene Bereiche zu wandern. Sie bewegen sich zwar auch stromaufwärts, es wurde jedoch schon beobachtet, dass größere Entfernungen stromabwärts erreicht werden (Bubb *et al.* 2004).

Hypothetisch kann man davon ausgehen, dass die Art eine vorher leere ökologische Nische im Düsselsystem besetzt, wie es auch für die Art des *F. limosus* vermutet wird (Chucholl *et al.* 2008). Den Düssel Gewässerabschnitten konnten innerhalb von zwei Wochen mittels Kalksand-Lochstein-Beprobung, mit Ausnahme des Gewässerabschnittes Louise-Dumont-Straße, keine höhere Anzahl an *F. immunis* (>2 Exemplare) entnommen werden. Die Düssel durchfließt den Privatpark des Künstlervereins Malkasten, speist den Venusteich des Parks und fließt letztlich in den Gewässerabschnitt der Louise-Dumont-Straße. Der Venusteich als naturbelassenes Stillgewässer könnte die notwendigen Ressourcen aufweisen, um ein ungestörtes Fortpflanzen zu ermöglichen. Trotz ihrer zu vermutenden Anpassung und der gebotenen günstigen Umweltbedingungen, können zusätzliche abiotische und biotische Faktoren ihre Ausbreitung im Düsselsystem verhindern.

Weitere Möglichkeiten der Ausbreitung können dabei nicht gänzlich ausgeschlossen werden, darunter die Landwanderung, die Aussetzung der Tiere durch den Menschen oder den Transport durch Vögel. Der Landgang ist hinsichtlich der möglichen Ausbreitung eine Besorgnis erregender Faktor. Einige Faktoren sind bei anderen Flusskrebsarten als möglicher Auslöser schon bekannt, darunter die Temperatur, die Bodenhöhe und -neigung, Senkung des Wasserpegels, relative Luftfeuchtigkeit, Geschlechtsreife, Tageszeit und Saisonalität (Ramalho und Anastácio 2014, Marques *et al.* 2015). Es wird weiterhin vermutet, dass auch die Populationsgröße ein Faktor der Landwanderung ist, weil es bei Populationen mit intrinsisch aggressiven Verhalten eine direkte Beziehung zwischen Populationsdichte und Bewegungsgeschwindigkeit gibt (Bovbjerg 1959).

4.5. Auswirkung von Fischprädatoren auf den *F. immunis* Bestand

Die oben genannten Gründe könnten zur verringerten Ausbreitung der Population der Art im Düssel-Gewässersystem trotz ihrer erfolgreichen r-Strategie (Chucholl 2012b) geführt haben.

Die in Rheinstetten befallenen Auen sind Stillgewässer mit geringfügiger Tiefe und üppiger Vegetation. Die Biozönose besteht größtenteils aus Makroinvertebraten und Amphibien (Martens 2015, Herrmann *et al.* 2018b). Mögliche Fressfeinde wie z.B. größere Fische kamen in den Auen nicht vor. Hingegen ist die Düssel ein Fließgewässer mit vielen Querbauwerken und unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten. In der Düssel existieren nicht nur Makroinvertebraten, sondern auch eine Vielzahl an verschiedenen Fischarten. Fische jagen mit Bedacht auf das Kosten/Vorteil Verhältnis und selektieren ihre Beute nach Größe, Lebensphase und die notwendige Such-Fangzeit (Stein 1977). Die meisten in der Düssel vorkommenden Fischarten besitzen eine Körperlänge von über 15 cm und tendieren zu einer Mittellänge von durchschnittlich 26,6 cm.

Aufgrund der geringen Körperlänge der Art von max. neun cm, einer Chelaelänge von höchstens 30 bis 40 mm (Chucholl 2006) und der inadäquaten Vermeidungsstrategie stellen sie für die Fischprädatoren eine leichte Beute dar. Aale sowie Schwarzbarsche und Steinbässe haben sich bereits als wirksame Räuber von Süßwasserkrebsen erwiesen (Hein *et al.* 2006, Aquiloni *et al.* 2010). In vielen Gewässern fressen Fischprädatoren bis zu 40 % der jährlichen Krebspopulation (Dorn und Mittelbach 1999).

Allein die Präsenz potenzieller Prädatoren führt zu erhöhtem Stressverhalten verbunden mit einem erhöhten Stresshormonspiegel (Barton 2002, Pauwels *et al.* 2005), das zu einem grundlegend veränderten Verhalten führen kann. In der Gegenwart eines Raubtiers wählen Krebse Versteckmöglichkeiten aus, die den größten Schutz bieten und reduzieren ihre Aktivitäten (Stein und Magnuson 1976). Aktive Verhaltensmuster, wie Fortbewegung und Nahrungsaufnahme, werden unterdrückt (Nyström 2005). Defensivmuster wie Graben und Drohgebärden nehmen hingegen zu (Nyström 2005). Die Verhaltensveränderung bedingen eine Nahrungsumstellung durch erhöhte Aufnahme von Makrophyten (Wood *et al.* 2018) und kann eine Mangelernährung durch begrenzte Nahrungsaufnahme mit verlangsamtem Wachstum und erhöhter Sterblichkeit verursachen (Hill und Lodge 1999, Nyström 2005).

Das Aussterben der Art *F. immunis* durch den bestehenden Fischbestand des Düsseldorfsystem ist jedoch nicht als gesichert anzusehen. Hein *et al.* (2007) betrieben eine fünfjährige intensive Abfischung der Krebsart *Faxonius rusticus* im Sparkling Lake ohne sichtliche Eliminierung des Bestandes.

Weiterführende Forschungen könnten der Frage nachgehen, ob der existierende Bestand oder der Einsatz von Fischprädatoren die Ausbreitung und das Wachstum der Population in der Düsseldorf einschränken.

4.6. Ergebnisse und Verbesserungsvorschläge der eDNA-Analyse

In dieser Studie sollte ein eDNA-Profil der Art *F. immunis* für die betroffenen Gewässer erstellt werden. Die für die eDNA Analyse verwendete Primer binden an die mitochondriale Kontrollregion des Gens der Cytochrom-C-Oxidase-Untereinheit I (COI). Im Vergleich zur nuklearen DNA kommt die mitochondriale DNA vermehrt in der Zelle vor (Robin und Wong 1988). Dadurch kann eine erhöhte Konzentration mitochondrialer DNA auch in den Proben vermutet werden.

Die Verwendung von Wasserproben wurde letztlich durch hohe Trübung und Verschlammung der Gewässerabschnitte verworfen. Die intensive Trübung des Düsseldorfwassers, insbesondere über den Sommer in den innerstädtischen Bereichen (pers. Mitt. Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf), wird durch hohe organische Einträge, dichte Vegetation, niedrige Fließgeschwindigkeit und Bodenabtragung bedingt. Die hohe Konzentration an Schwebstoffen führt zur schnellen Zusetzung der Filter (Klymus

et al. 2017). Im Labor konnten durch den 0,45 µm Zellulose Acetat Filter im Durchschnitt nur 250 bis 300 ml abgefiltert werden. Die Erfassung der eDNA wird jedoch mitunter durch das filtrierte Wasser Volumen beeinflusst, speziell in Fließgewässern, in denen die DNA kontinuierlich verdünnt wird (Goldberg *et al.* 2011, Eichmiller *et al.* 2016). Ferner führte die schnelle Zusetzung bei der Vakuumpumpe zu einer verlangsamten Filtration und einem länger bestehenden Druck auf den Filter.

Die Problematik der Wasserprobenanalyse könnte durch Filter mit größeren Poren, der Einsatz von Mehrfachfiltration mit Filtern verschiedener Porengröße, einer vorgeschalteten Zentrifugierung oder die vermehrte Filtration einer Wasserprobe durch Austausch des Filters umgangen werden (Herder *et al.* 2014, Turner *et al.* 2014, Williams *et al.* 2017, Majaneva *et al.* 2018). Die meisten Methoden zur Reduzierung der abfiltrierbaren Stoffe führen jedoch bisher zu einer Verringerung der Gesamt-eDNA-Ausbeute (Turner *et al.* 2014).

Angesichts der hohen Konzentration und der langen Halbwertszeit von eDNA im Sediment wurden in dieser Arbeit Sedimentproben für die Erstellung des eDNA Profils verwendet. Sedimentproben werden nicht von der hohen Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen beeinflusst und ermöglichen auch nach einer Zeitspanne von 132 Tagen die Detektion der eDNA (Turner *et al.* 2015). Das eDNA Profil ermöglichte den gesicherten Nachweis von Kalikokrebs-DNA, allerdings ohne Schlussfolgerung auf den genauen Zeitpunkt der Präsenz der Tiere.

Die eDNA des Kalikokrebses konnte mittels einer Standard PCR vervielfältigt, einer RFLP-Analyse identifiziert und durch ein Polyacrylamidgel visualisiert werden. Eine Problematik bei der eDNA Extraktion und Vervielfältigung sind PCR-Inhibitoren, die durch nicht-enzymatischen Zerfall organischen Materials entstehen. Die Inhibitoren können zu einer Deaktivierung der DNA-Polymerase, zur Hemmung des PCR-Amplifikationsprozesses, zur Verringerung der Effizienz und einem vollständigen Versagen der PCR führen (Harper *et al.* 2019). Die Produkte der DNA-Isolation der Sedimentproben wurde mittels dem OneStep™ Inhibitor Removal Kit (Zymo Research, Irvine, CA) behandelt, um Inhibitoren und Störfaktoren während der PCR zu reduzieren.

Durch den Einsatz artspezifischer Primer und einer darauffolgenden Restriktion sollte die Wahrscheinlichkeit eines falsch positiven Ergebnisses reduziert werden. Für die Kontrolle mittels RFLP wurde eine COI Sequenz von 252 bp ausgewählt. Eine kürzere

Sequenz, die bei einer qPCR üblicherweise Verwendung findet, würde durch Schneiden die Visualisierung der Banden deutlich verschlechtern. In weiterführender Forschung sollten zur Sequenzierung und Identifizierung längere COI Sequenzen erstellt werden.

Die Erfassung mittels eDNA Profil brachte geringere Ergebnisse als die Methode der Kalksand-Lochstein-Beprobung. Es wurde jedoch nur eine Sedimentprobe pro Gewässerabschnitt entnommen. Eine Erhöhung der Anzahl an Proben könnte zu einer Verbesserung der Detektionsrate mittels eDNA-Profil führen. Cowart *et al.* (2018) entnahmen pro Probestandort fünf nahe beieinander liegende Proben, wobei sie bei vier Gewässerabschnitten mehrere Probestandorte auswählten.

Diese Studie diene der Erstellung eines standardisierten, reliablen und validen Protokolls zur Detektion der gebietsfremden invasiven Art *F. immunis* und zur Erstellung eines eDNA-Profiles des Düssel Gewässersystems. Das Protokoll soll als Grundlage für weitere Forschung und Entwicklung der eDNA-Erfassung in aquatischen Ökosystemen dienen.

4.7. Lochsteine und Reusen als Maßnahmen gegen die Art *Faxonius immunis*

Der Einsatz der Lochsteine zeigte, gegenüber den verschiedenen getesteten Reusentypen, bei täglicher Entnahme eine signifikant bessere Fangquote. Die erhöhten Fangquoten können auf die Beschaffenheit der Lochsteine und deren übereinanderliegenden Vertiefungen zurückzuführen sein, die von den Flusskrebse genutzte Verstecke und Bauten simulieren. Ein Ausbleiben von Fängen korreliert jedoch nicht mit der Abwesenheit eines Bestandes.

Erwartungsgemäß präferierten die Flusskrebse die unterste Lochreihe mit 63,5 %, hauptsächlich beeinflusst durch ihre Lokomotion und der Gefahr, Fressfeinden zum Opfer zu fallen. Die oberen Reihen der Lochsteine wurden unter anderem besetzt, wenn eine Belegung oder Verschlammung der unteren Löcher vorlag.

Nach Überprüfung ist die effektivste Methode, um Flusskrebse mittels der Kalksand-Lochsteine zu detektieren, das durch Prof Dr. Martens eingeführte Kalksand-Lochstein-Protokoll (siehe 2.3.3). Unterschiede bei den Ertragsmengen entstanden durch

die Veränderung der Anzahl der Kontrollen (täglich, wöchentlich), die Länge der Untersuchung (1 Woche, 2 Wochen) und die Anzahl der Steine (1-2 Steine).

Bei Verringerung der wöchentlichen Kontrollen oder Anzahl der ausgelegten Steine verschlechtert sich die Erfolgsquote um mindestens 20 %. Präzisere Ergebnisse würden bei erhöhter Kontrolle oder Anzahl der Steine in einem längeren Zeitraum zu erwarten sein. Der höchste Ertrag wurde erzielt, wenn eine tägliche Kontrolle innerhalb zweier Wochen erfolgte. Die tägliche Kontrolle bedingt jedoch einen hohen Zeitaufwand und kann zu einer Vermeidung der Lochsteine durch die damit verbundenen Störungen der Tiere führen.

Die aus den Steinen entnommenen Tiere waren bei der täglichen Kontrolle zu 50 %, bei der wöchentlichen Kontrolle zu ~14 % weiblich. Es ist zu vermuten, dass Weibchen ein erhöhtes Schutzbedürfnis haben, den Unterschlupf aber schneller wieder verlassen. Die Weibchen könnten aber auch durch männliche Artgenossen aus den Verstecken verdrängt worden sein.

Die in der Düssel vorkommende Population ist deutlich geringer gegenüber zum Beispiel der Population des *Procambarus clarkii* in Berlin. Örtliche Fischer erzielten einen Ertrag von 38.000 Tieren pro Jahr (dpa Redaktion 2019). Eine höhere Ausbeute und CPUE mittels Reusen kann bei größeren Populationen als dem vorliegenden nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Die getesteten Reusentypen wiesen keine deutlichen Unterschiede in den Fangergebnissen, noch in der Morphologie der Tiere auf. Die Flusskrebse, die mittels der verschiedenen Reusen gefangen wurden, besaßen eine durchschnittliche Carapaxlänge von über 30 mm und konnten überwiegend zur zweiten Kohorte gewertet werden. Die Reusen sind somit auf größere Individuen ausgerichtet (Dorn *et al.* 2005), wodurch die jüngeren Individuen im Gewässer verbleiben.

Aus diesen Gründen wird die Funktionalität von Reusen für die Abfischung oder Kontrolle der Population der Flusskrebse hinterfragt, weil die Jungtiere nicht in die Populationsanalyse einbezogen werden können und diese somit verfälscht. Überdies bedeutet die Entfernung der größeren Individuen eine bessere Wettbewerbsfähigkeit der Jungtiere durch weniger Konkurrenz um Lebensraum und Ressourcen.

4.8. Auswirkungen auf das Ökosystem

Der ökologische Zustand der Gewässer korreliert augenscheinlich nicht mit der Einwanderung des Kalikokrebses in die Gewässer. Nach Einwanderung des Kalikokrebses wurde eine deutliche Verschlechterung der Bewertung des ökologischen Zustandes erwartet. Die Bewertungen beruhen auf Diversität und Abundanz der taxonomischen Gruppen Ephemeroptera, Trichoptera und Plecoptera sowie der Taxa des litoralen Bereiches. Die Bewertung des Moduls Degradation sollte, ausgehend der Beuteselektivität und Präferenz des Kalikokrebses, der in die Bewertung einfließenden Taxa, negativ beeinflusst werden.

Eine anhaltende Verschlechterung nach Einwanderung konnte jedoch nicht beobachtet werden. In den Untersuchungen der Gewässerabschnitte Kaiserteich und Yorckstraße 2015 zu 2019 ließ sich ein Rückgang der Taxa nach Einwanderung nicht nachweisen. Hingegen konnte eine Zunahme der nachweisbaren Taxa von 5,9 % (Kaiserteich) und 3,6 % (Yorckstraße) in den befallenen Gewässerabschnitten der Düssel, im Gegensatz zu den Gewässern in Rheinstetten, die Auen mit geringfügiger Tiefe und üppiger Vegetation darstellen, verzeichnet werden. Die Untersuchung stellten hier für die Jahre 2015 zu 2017 einen Rückgang der nachweisbaren Taxa von 61,11% fest (Herrmann *et al.* 2018b).

Ein Vergleich der Gewässerbiozöosen im Jahr 2019 ohne und mit Befall führte demzufolge zu keinem abweichenden Ergebnis. Es konnte kein signifikanter Unterschied in der Artenzusammensetzung und Distribution der benthischen Gemeinschaften in den Gewässern nachgewiesen werden. Die starke Streuung der Datenpunkte beruht größtenteils auf der unterschiedlichen Beschaffenheiten und der Artenzusammensetzung in den Gewässerabschnitten.

Die Gründe der fehlenden Einschätzung des Einflusses auf das Ökosystem von Fließgewässern bestehen wahrscheinlich aufgrund von Faktoren, wie Fließgeschwindigkeit und Prädatorenbestand. Eine der Ursachen, auf die sich mehrere Studien beziehen, könnte auch der rege Wechsel des Makrozoobenthos in Fließgewässern, der die Artenzusammensetzung und Konfiguration vieler benthischer Gemeinschaften erhalten, sodass sie sich nach Destabilisierung schneller erholen, zurückzuführen sein (Townsend *et al.* 1987, Boulton *et al.* 1992). Die vielfältige Gewässermorphologie

erschwert ebenfalls eine Einschätzung des Einflusses auf einzelne taxonomische Gruppen und präferierte Taxas.

Lodge *et al.* (1994) wiesen in ihrer Studie nach, dass es in den betroffenen Biozönosen oftmals nicht zum Artenrückgang aller Taxa kommt, sondern anfangs nur die präferierten Arten betroffen sind (Lodge *et al.* 1994). Die Beobachtungen in den Gewässern des Düsselsystems zeigte, dass nicht allein und auch nicht alle präferierten Taxa (Tack 1941, Chucholl 2012b) betroffen waren.

Der Artenrückgang einzelner Taxa könnte im Fließgewässer überdies durch Veränderung vieler Faktoren bedingt sein, wie: Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Auswirkungen von Höhenlage und Jahreszeit, Substrat, Vegetation, gelöste Substanzen, Anfälligkeit für Dürre und Überschwemmungen, Nahrung, Konkurrenz zwischen Arten, Schatten und natürliche Zoogeographie (Hussain und Pandit 2012). Einer der Faktoren, der eine deutliche Veränderung in den letzten Jahren erfahren hat, ist der Anstieg der Temperatur und der Einfluss der globalen Erwärmung (Brasseur *et al.* 2017, Mühr *et al.* 2018) auf das hydrologische Regime und die damit einhergehende anhaltende Veränderung der Flussökologie (Arnell und Reynard 1996).

Ausgehend vom Grad der Invasion, der Populationsdichte, dem Anpassungsgrad, den geringen Anforderungen an ihre Umwelt und dem Pro-Kopf-Effekt (Tack 1941, Parker *et al.* 1999, Vilà *et al.* 2010) können die Folgen für die Gewässer des Düsselsystems bei Ausbreitung dieser Art, unbenommen von den ökologischen Faktoren, die Zerstörung der Biotope und Biozönosen nach sich ziehen.

Den Einfluss auf das Ökosystem und das Ausmaß auf Gewässerböden wird hierbei oftmals durch die Körpergröße der Krebse beeinflusst (Albertson und Daniels 2018). Flusskrebse sind unter anderem für ihre „Engineering-Effekte“ bekannt und können benthische Sedimente suspendieren, die Ansammlung von Feinsedimenten verringern und die Morphologie von Gruben und Hügeln im Flussbett erhöhen.

Entgegengesetzt wäre auch eine Anpassung an das bestehende Ökosystem und das Erreichen eines Equilibriums möglich. Die Aggressivität, ein Verhalten, das eine erfolgreiche Invasion begleitet, ist nicht unbedingt intrinsisch für jede Art, sondern kann zwischen etablierten und nicht etablierten Populationen variieren und ausschließlich während des Invasionsprozesses auftreten (Glon *et al.* 2018). Auch eine Koexistenz mit nativen Arten wurde schon beobachtet (Schrimpf *et al.* 2013b). Die nativen

Flusskrebse wiesen jedoch als Nachfolge des interspezifischen Wettbewerbs und der Ressourcenaufteilung oftmals direkt oder indirekt Verminderung der genetische Vielfalt, der Wachstumsrate und mehrere trophische Endpunkte auf (Pacioglu *et al.* 2020).

Die vollständige Entfernung der Art *F. immunis* wird letztlich als schwierig eingestuft. Am Beispiel der Signalkrebse hat die Umweltbehörde „Environment Agency and English Nature“ ein Forschungs- und Entwicklungsprojekt ins Leben gerufen, um eine Methode zur Ausrottung und Bekämpfung von Signalkrebspopulationen zu etablieren. Keine der getesteten Methoden zeigte ein realistisches Erfolgspotenzial (Peay 2001). Zum Einsatz kamen Fallen, Netze, Handabfischung, die Verwendung physikalischer Barrieren, der Einsatz von Prädatoren und die Verwendung von Bioziden in verschiedenen Kombinationen. Das Ziel einer Reduzierung des Bestandes von über 50 % wurde nicht erreicht. Peay (2001) vertritt, dass die Eliminierung einer gebietsfremde Flusskrebsart eine Kontrollmethode zur effektiven Detektion der Art bedingt.

Der Einsatz der Gifte Deltamethrin und Pyrethrum führte in Gotland (Schweden) hingegen zu einer vollständigen Entfernung des Signalkrebs aus den Gewässern. Begleitend kam es jedoch zu einer massiven Schädigung der Wasserorganismen. Während sich der Fischbestand bis zu einem gewissen Grad erholte, wurden die Copepoden und Cladozyten im behandelten Wasser vollständig eliminiert. Die Behandlung der Gewässer führte ebenfalls zu einer starken Störung der Plankton und Bodenfauna (Ljunggren und Sundin 2010). Bisherige Bestandsaufnahmen in den behandelten Gewässern haben bis jetzt keine Spuren von Flusskrebsen ergeben (Ljunggren und Sundin 2010 "pers. Mitt. Gydemo"). Ljunggren und Sundin (2010) nehmen an, dass die Anwendung von „Gift“ bis zu diesem Zeitpunkt die einzig realistische Alternative sei, um eine Krebspopulation wirksam und selektiv auszuschalten.

Methoden, basierend auf unterschiedlichen Hypothesen, zur Bekämpfung oder Vernichtung invasiver Krebsarten zeigten größtenteils keinen Erfolg. Ein Methodenspektrum, zum Beispiel der Einsatz von Prädatoren sowie die Abfischung, könnten jedenfalls zur Kontrolle der invasiven Population dienen, wenn das Gebiet begrenzt wird (Aquiloni *et al.* 2010).

Die finanziellen Lasten, die durch den Flusskrebs in Europa anstehen, werden größtenteils durch die Bereitstellung von Dienstleistungen und Maßnahmen, die zur Bewältigung ihrer Artenpopulation erforderlich sind, ausgelöst (Reinhardt *et al.* 2003).

Weitere finanzielle Kosten könnten zur Erhaltung des Ökosystems sowie in den Wirtschaftssektoren Forst- und Fischereiwirtschaft anfallen (Vilà *et al.* 2010).

Es sollte erwogen werden, sich nicht auf die Ausrottung der gebietsfremden Arten, sondern auf den Schutz einheimischer Süßwasserkrebse zu konzentrieren. Neben der zunehmenden Gewässerverschmutzung und dem naturfernen Ausbau ist Hauptauslöser des Verschwindens und Sterbens der in Europa heimischen Arten nicht die Invasion gebietsfremder Arten, sondern die Krebspest (Holdich *et al.* 2009, Svoboda *et al.* 2017). Investitionen in die Seuchenresistenz einheimischer Arten, wie *Astacus Astacus*, führten bislang zu keinem Ergebnis (Gruber *et al.* 2014). Letztlich ist die Forschung zum Schutz der einheimischen Arten im Rahmen einer ökologischen Verträglichkeit das vorrangige Ziel. Damit steigt die Bedeutung einer ständigen Kontrolle gebietsfremder Arten. Das Fehlen einer strengen behördlichen Aufsicht und das unzureichende Bewusstsein für die Risiken der Ausbreitung gebietsfremder Arten können langfristig zu einer unkontrollierten Expansion und einem Rückgang der heimischer Artenbestände führen (Ruokonen *et al.* 2018).

Die bisherigen Ergebnisse bestätigen, dass eine Ausbreitung, wie sie in Rheinstetten zu beobachtet war, in den Gewässersystem der Düssel nicht festgestellt werden konnte. Die Erforschung und Eindämmung der invasiven Art *F. immunis* sollten dennoch primär fortgeführt werden. Eine ständige Kontrolle der Gewässer und die Registrierung von Bestandsveränderungen sind obligate Maßnahmen, um eine dauerhafte Schädigung des Ökosystems Düssel zu verhindern. Die Urdenbacher Kämpe, ein durch die Nähe zur Düssel besonders gefährdetes Naturschutzgebiet, sollte vorrangig untersucht werden, weil das Eindringen des Kalikokrebses der Biodiversität besonderen Schaden zuführen könnte.

5. Literaturverzeichnis

- Adams S, Schuster GA, Taylor CA (2010) *Orconectes immunis*. <https://www.iucnredlist.org/species/153925/4564415#geographic-range> (Zugriff am 6 Januar 2020).
- Albertson LK, Daniels MD (2018) Crayfish ecosystem engineering effects on riverbed disturbance and topography are mediated by size and behavior. *Freshw Sci* 37:836–844.
- 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* 77:435–453.
- Alderman DJ (1996) Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Sci Tech Rev Off Int des Epizoot* 15:603–632.
- Alderman DJ, Polglase JL, Frayling M (1987) *Aphanomyces astaci* pathogenicity under laboratory and field conditions. *J Fish Dis* 10:385–393.
- AQEM-Konsortium (2013) Software-Handbuch ASTERICS. Version 4. <https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html> (Zugriff am 14 Februar 2020).
- 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*. *Biol Invasions* 12:3817–3824.
- Arnell NW, Reynard NS (1996) The effects of climate change due to global warming on river flows in Great Britain. *J Hydrol* 183:397–424.
- Barton BA (2002) Stress in fishes: A diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. *Integr Comp Biol* 42:517–525.
- Bhattacharya PK (1967) Estimation of a probability density function and its derivatives. *Sankhyā Indian J Stat Series A* 29:373–382.
- Blackburn TM, Cassey P, Duncan RP, Evans KL, Gaston KJ (2004) Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* 305:1955–1958.
- Boulton AJ, Peterson CG, Grimm NB, Stuart G (1992) Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology* 73:2192–2207.
- Bovbjerg R V (1959) Density and dispersal in laboratory crayfish populations. *Ecology* 40:504–506.
- Brasseur GP, Jacob D, Schuck-Zöller S (2017) Klimawandel in Deutschland. Birkmann J, Gräfe P, Kottmeier C, Lotze-Campen H, Mahrenholz P, Merz B, Piontek F, Serdeczny O, Vereecken H (eds) Springer-Verlag GmbH, Berlin Heidelberg.
- Bubb DH, Thom TJ, Lucas MC (2004) Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshw Biol* 49:357–368.
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017) TopPlus-Web-Open. <https://www.bkg.bund.de/SharedDocs/Produktinformationen/BKG/DE/P->

2017/170922-TopPlus-Web-Open.html (Zugriff am 11 Dezember 2019).

- Buřič M, Kouba A, Kozák P (2010) Intra-sex dimorphism in crayfish females. *Zoology* 113:301–307.
- Chucholl C (2006) Konkurrenz zwischen zwei Neozoen : Verdrängungs-Mechanismen zwischen Kamberkrebs (*Orconectes limosus*, Crustacea: Decapoda) und Kalikokrebs (*O. immunis*). Universität Ulm.
- Chucholl C (2012a) New alien crayfish species in Central Europe: Introduction pathways, life histories, and ecological impacts. Universität Ulm
- Chucholl C (2012b) Understanding invasion success: Life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 404:1–22.
- Chucholl C, Dehus P (2011) Flusskrebse in Baden-Württemberg. *Fischereiforschungsstelle Langenargen* 3:1–92.
- Chucholl C, Stich HB, Maier G (2008) Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fundam Appl Limnol* 172:27–36.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117–143.
- Cowart DA, Breedveld KGH, Ellis MJ, Hull JM, Larson ER (2018) Environmental DNA (eDNA) applications for the conservation of imperiled crayfish (Decapoda: Astacidea) through monitoring of invasive species barriers and relocated populations. *J Crustac Biol* 38:257–266.
- Crawshaw LI (1983) Effects of thermal acclimation and starvation on temperature selection and activity in the crayfish, *Orconectes immunis*. *Comp Biochem Physiol -- Part A Physiol* 74:475–477.
- Crawshaw LI (1974) Temperature selection and activity in the crayfish, *Orconectes immunis*. *J Comp Physiol* 95:315–322.
- Crocker DW, Barr DW (1968) Handbook of the crayfishes of Ontario. Scott WB, Wiggins GB (eds) University of Toronto Press, Canada.
- Dejean T, Valentini A, Duparc A, Pellier-Cuit S, Pompanon F, Taberlet P, Miaud C (2011) Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. *PLoS One* 6:8–11.
- Dell'Anno A, Corinaldesi C (2004) Degradation and turnover of extracellular DNA in marine sediments: Ecological and methodological considerations. *Appl Environ Microbiol* 70:4384–4386.
- Dorn NJ, Mittelbach GG (1999) More than predator and prey: A review of interactions between fish and crayfish. *Vie Milieu* 49:229–237.
- Dorn NJ, Urgelles R, Trexler JC (2005) Evaluating active and passive sampling methods to quantify crayfish density in a freshwater wetland. *J North Am Benthol Soc* 24:346–356.
- dpa Redaktion (2019) 22000 Sumpfkrebse in Berlin gefangen. <https://www.berlin.de/aktuelles/berlin/5937892-958092-22000-sumpfkrebse-in->

berlin-gefangen.html (Zugriff am 23 April 2020).

- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc* 81:163–82.
- Edgerton BF, Evans LH, Stephens FJ, Overstreet RM (2002) Synopsis of freshwater crayfish diseases and commensal organisms. *Aquaculture* 206:57–135.
- Eichmiller JJ, Miller LM, Sorensen PW (2016) Optimizing techniques to capture and extract environmental DNA for detection and quantification of fish. *Mol Ecol Resour* 16:56–68.
- Erftfischereigenossenschaft (o. D.) Fische und Fischerei im Bereich der Erftfischereigenossenschaft Bergheim. <http://www.erftfischerei.de/fische-und-fischerei-im-bereich-der-erftfischereigenossenschaft-bergheim/> (Zugriff am 26 Januar 2020).
- Faith DP, Minchin PR, Belbin L (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *J Am Chem Soc* 69:57–68.
- Gaertner M, Breeyen A Den, Hui C, Richardson DM (2009) Impacts of alien plant invasions on species richness in mediterranean-type ecosystems: A meta-analysis. *Prog Phys Geogr* 33:319–338.
- Garvey JE, Stein RA., Thomas HM. (1994) Assessing how fish predation and interspecific prey competition influence a crayfish assemblage. *Ecology* 75:532–547.
- Gelmar C, Pätzold F, Grabow K, Martens A (2006) Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: Ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea:Cambaridae). *Lauterbornia* 56:15–25.
- Glon MG, Reisinger LS, Pintor LM (2018) Biogeographic differences between native and non-native populations of crayfish alter species coexistence and trophic interactions in mesocosms. *Biol Invasions* 20:3475–3490.
- Goldberg CS, Pilliod DS, Arkle RS, Waits LP (2011) Molecular detection of vertebrates in stream water: A demonstration using rocky mountain tailed frogs and Idaho giant salamanders. *PLoS One* 6:1–5.
- Goodenough A (2010) Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the “native good, alien bad” philosophy. *Community Ecol* 11:13–21.
- Groß H (2019a) Der Kalikokrebs hat die Niederlande erreicht. *forum flusskrebse* 31:54–56.
- Groß H (2019b) Erster sicherer Nachweis des Kalikokrebses in Nordrhein-Westfalen (Deutschland). *forum flusskrebse* 30:68–69.
- Groß H, Salzmann A, Burk C (2014) Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen. *Edelkrebsprojekt NRW*:1–21.
- Gruber C, Kortet R, Vainikka A, Hyvärinen P, Rantala MJ, Pikkarainen A, Jussila J, Makkonen J, Kokko H, Hirvonen H (2014) Variation in resistance to the invasive crayfish plague and immune defence in the native noble crayfish. *Ann Zool Fennici*

51:371–389.

- Hall TA (1999) BioEdit: A user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symp Ser* 41:95–98.
- Harper LR, Buxton AS, Rees HC, Bruce K, Brys R, Halfmaerten D, Read DS, Watson H V., Sayer CD, Jones EP, Priestley V, Mächler E, Múrria C, Garcés-Pastor S, Medupin C, Burgess K, Benson G, Boonham N, Griffiths RA, Lawson Handley L, Hänfling B (2019) Prospects and challenges of environmental DNA (eDNA) monitoring in freshwater ponds. *Hydrobiologia* 826:25–41.
- Hebsgaard MB, Phillips MJ, Willerslev E (2005) Geologically ancient DNA: Fact or artefact? *Trends Microbiol* 13:212–220.
- Hein CL, Roth BM, Ives AR, Zanden MJ Vander (2006) Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: A whole-lake experiment. *Can J Fish Aquat Sci* 63:383–393.
- Hein CL, Vander Zanden MJ, Magnuson JJ (2007) Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshw Biol* 52:1134–1146.
- Hejda M, Pyšek P, Jarošík V (2009) Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J Ecol* 97:393–403.
- Herder J, Valentini A, Bellemain E, Dejean T, van Delft J, Thomsen PF, Taberlet P (2014) Environmental DNA - a review of possible applications for the detection of (invasive) species, Report 201. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Herrmann A, Schnabler A, Martens A (2018a) Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunis* (Hagen) at the Upper Rhine River area. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 419:1–6.
- Herrmann A, Stephan A, Keller M, Martens A (2018b) Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunis*: eine Fallstudie. In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)*. p 160–166
- Herrmann A, Stephan A, Martens A (2018c) Erste Funde des Kalikokrebsses *Faxonius immunis* in Hessen (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 85:91–94.
- Hill AM, Lodge DM (1999) Replacement of resident crayfishes by an exotic crayfish: The roles of competition and predation. *Ecol Appl* 9:678–690.
- Holdich DM, Reynolds JD, Souty-Grosset C, Sibley PJ (2009) A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 394–395:1–46.
- Hulme PE (2009) Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *J Appl Ecol* 46:10–18.
- Hussain QA, Pandit AK (2012) Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *Int J Fish Aquac* 4:114–123.
- James J, Thomas JR, Ellis A, Young KA, England J, Cable J (2016) Over-invasion in a freshwater ecosystem: Newly introduced virile crayfish (*Orconectes virilis*) outcompete established invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Mar*

- Freshw Behav Physiol 49:9–18.
- Johnson MF, Rice SP, Reid I (2010) Topographic disturbance of subaqueous gravel substrates by signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Geomorphology* 123:269–278.
- Jones R (1984) Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *Food Agric Organ United Nations* 256:118.
- Keyworkers des Stadtmuseums Düsseldorf (2016) *Die Düssel: Stadt – Land – Fluss*. Droste-Verlag, Düsseldorf.
- Kimmerer WJ, Gartside E, Orsi JJ (1994) Predation by an introduced clam as the likely cause of substantial declines in zooplankton of San Francisco Bay. *Mar Ecol Prog Ser* 113:81–94.
- Kirchhoff N (1986) Untersuchungen zum Sauerstoffhaushalt und zur Gewässergüte der „Düssel“ und des „Mettmanners Baches“. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Wasser und Abfall/LWA Schriftenreihe 42 (Selbstverlag), Düsseldorf.
- Klymus KE, Richter CA, Thompson N, Hinck JE (2017) Metabarcoding of environmental DNA samples to explore the use of uranium mine containment ponds as a water source for wildlife. *Diversity* 9:1–18.
- Kordges T, Frenz C (2019) 20 Jahre Bestandsmonitoring des Signalkrebse *Pacifastacus leniusculus* in der Düssel, Niederrheinisches Hügelland (NRW). Jahresbericht Naturwissenschaftlichen Verein Wuppertal eV:73–96.
- Kouba A, Petrusek A, Kozák P (2014) Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: Update and maps. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 413:1–31.
- Kozubíková E, Petrusek A, Duris Z, Kozák P, Geiger S, Hoffmann R, Oidtmann B (2006) The crayfish plague in the Czech Republic - Review of recent suspect cases and a pilot detection study. *Bull Français la Pêche la Piscic* 380–381:1313–1323.
- Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen – Datenlizenz Deutschland – Gewässerstationierungskarte NRW – Version 2.0. https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/gsk3c/ (Zugriff am 11 Dezember 2019).
- Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2020) Wasserinformationssystem ELWAS-WEB Version 3.3.2. www.elwasweb.nrw.de (Zugriff am 17 Januar 2020).
- Levine JM, D’Antonio CM (2003) Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conserv Biol* 17:322–326.
- Lindahl T (1993) Instability and decay of the primary structure of DNA. *Nature* 362:709–715.
- Ljunggren N, Sundin J (2010) Eliminering av signalkräfta på Gotland - En redovisning av utförda åtgärder inom åtgärdsprogrammet för bevarande av flodkräfta under 2007-2009. Länsstyrelsen.

- Lodge DM, Kershner MW, Aloï JE, Covich AP (1994) Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology* 75:1265–1281.
- Longshaw M, Stebbing P (2016) *Biology and ecology of crayfish*. CRC Press, Boca Raton.
- Made with Natural Earth. Free vector and raster map data. <https://www.naturalearthdata.com> (Zugriff am 11 Dezember 2019).
- Mairland PS (2000) *Guide to freshwater fish of Britain and Europe*. Hamlyn an imprint of octopus publishing group limited, Haddington, Scotland.
- Majaneva M, Diserud OH, Eagle SHC, Boström E, Hajibabaei M, Ekrem T (2018) Environmental DNA filtration techniques affect recovered biodiversity. *Sci Rep* 8:1–11.
- Marques M, Banha F, Águas M, Anastácio P (2015) Environmental cues during overland dispersal by three freshwater invaders: *Eriocheir sinensis*, *Pacifastacus leniusculus*, and *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda). *Hydrobiologia* 742:81–93.
- Martens A (2015) Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *Naturschutzinfo*:1–4.
- Martin P, Dorn NJ, Kawai T, van der Heiden C, Scholtz G (2010) The enigmatic Marmorokrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contrib to Zool* 79:107–118.
- Mathers KL, Chadd RP, Dunbar MJ, Extence CA, Reeds J, Rice SP, Wood PJ (2016) The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Sci Total Environ* 556:207–218.
- McGeoch MA, Butchart SHM, Spear D, Marais E, Kleynhans EJ, Symes A, Chanson J, Hoffmann M (2010) Global indicators of biological invasion: Species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Divers Distrib* 16:95–108.
- Mean RJ, Pierides A, Deltas CC, Koptides M (2004) Modification of the enzyme mismatch cleavage method using T7 endonuclease I and silver staining. *Biotechniques* 36:758–760.
- Meier C, Haase P, Rolauffs P, Schindehütte K, Schöll F, Sundermann A, Hering D (2006) *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung*. http://gewaesserbewertung.de/files/meier_handbuch_mzb_2006.pdf (Zugriff am 2 Februar 2020).
- Mildenberger TK (2020) Single-species fish stock assessment with TropFishR. <https://cran.r-project.org/web/packages/TropFishR/vignettes/tutorial.html> (Zugriff am 5 Februar 2020).
- Mildenberger TK, Taylor MH, Wolff M (2017) TropFishR: an R package for fisheries analysis with length-frequency data. *Methods Ecol Evol* 8:1520–1527.
- Moore PA (2007) Agonistic behavior in freshwater crayfish. In: *Evolutionary Ecology of Social and Sexual Systems: Crustaceans as Model Organisms*. Oxford University Press, Oxford, p 90–114
- Mühr B, Kubisch S, Marx A, Stötzer J, Wisotzky C, Latt C, Siegmann F, Glattfelder M, Mohr S, Kunz M (2018) *Dürre & Hitzewelle Sommer 2018 (Deutschland)*.

Karlsruhe.

- Nakata K, Goshima S (2003) Competition for shelter of preferred sizes between the native crayfish species *Cambaroides japonicus* and the alien crayfish species *Pacifastacus leniusculus* in Japan in relation to prior residence, sex difference, and body size. *J Crustac Biol* 23:897–907.
- Niklas (2013) Bauanleitung für Krebskorb. <http://gewaesserwart.de/bauanleitung-fuer-krebskorb/> (Zugriff am 4 Juni 2019).
- Nyström P (2005) Non-lethal predator effects on the performance of a native and an exotic crayfish species. *Freshw Biol* 50:1938–1949.
- Oidtmann B, Heitz E, Rogers D, Hoffmann RW (2002) Transmission of crayfish plague. *Dis Aquat Organ* 52:159–167.
- OIE (2019) Infection with *Aphanomyces astaci* (Crayfish plague). Chapter 2.2.2. In: *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals*. World Organization for Animal Health, Weymouth.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H (2019) Community Ecology Package. <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan> (Zugriff am 5 Februar 2019).
- OpenStreetMap contributors (2015) OpenStreetMap. <https://planet.openstreetmap.org> (Zugriff am 11 Dezember 2019).
- Ott J (2016) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (HAGEN, 1870) - eine gravierende Bedrohung für FFH-Libellen- und Amphibien-Arten in der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 13:495–504.
- Ott J (2014) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (Hagen, 1870) – ein noch wenig beachtetes Neozoon (AIS) mit erheblichem Gefährdungspotenzial für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 12:1403–1416.
- Ottburg F, Lammertsma D, Bloem A, van Kessel N (2019) Nieuwe zoetwaterkreeft voor Nederland ook in de Amerongse Bovenpolder. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?utm_source=newsletter&utm_medium=email&utm_campaign=user-mailing&msg=25732 (Zugriff am 22 Februar 2020).
- Pacioglu O, Theissinger K, Alexa A, Samoilă C, Sîrbu OI, Schrimpf A, Zubrod JP, Schulz R, Pîrvu M, Lele SF, Jones JI, Pârvulescu L (2020) Multifaceted implications of the competition between native and invasive crayfish: A glimmer of hope for the native's long-term survival. *Biol Invasions* 22:827–842.
- Parker IM, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Holle B Von, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L (1999) Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol Invasions* 1:3–19.
- Pârvulescu L (2019) Introducing a new Austropotamobius crayfish species (Crustacea, Decapoda, Astacidae): A Miocene endemism of the Apuseni Mountains, Romania. *Zool Anz* 279:94–102.
- Pauly D (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters,

- and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES J Mar Sci* 39:175–192.
- Pauwels K, Stoks R, De Meester L (2005) Coping with predator stress: Interclonal differences in induction of heat-shock proteins in the water flea *Daphnia magna*. *J Evol Biol* 18:867–872.
- Peay S (2001) Eradication of alien crayfish populations. R&D Technical Report W1-037/TR1. Almondsbury.
- Pilliod DS, Goldberg CS, Arkle RS, Waits LP (2014) Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Mol Ecol Resour* 14:109–116.
- QGIS Entwicklungsteam (2019) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Projekt. <http://qgis.osgeo.org> (Zugriff am 11 Dezember 2019).
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. <http://www.r-project.org/>
- Ramalho RO, Anastácio PM (2014) Factors inducing overland movement of invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in a ricefield habitat. *Hydrobiologia* 746:135–146.
- Reinhardt F, Volkswirt MH, Bastiansen F, Bruno S (2003) Economic impact of the spread of alien species in Germany. Federal Environmental Agency. Berlin.
- Rieß-Dauer R, Schröder H, Rohde J, Hüster B (2014) Überschwemmungsgebiete Südliche Düssel / ungeteilte Düssel und Nebengewässer. Bezirksregierung Düsseldorf. Düsseldorf.
- Rieß-Dauer R, Surkemper T, Hüster B (2012) Überschwemmungsgebiete Nördliche Düssel und Kittelbach. Düsseldorf. Bezirksregierung Düsseldorf. Düsseldorf.
- Robin ED, Wong R (1988) Mitochondrial DNA molecules and virtual number of mitochondria per cell in mammalian cells. *J Cell Physiol* 136:507–513.
- Roessink I, Gylstra R, Heuts PGM, Specken B, Ottburg F (2017) Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquat Invasions* 12:397–404.
- Ruokonen TJ, Sjövik R, Erkamo E, Tulonen J, Ercoli F, Kokko H, Jussila J (2018) Introduced alien signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Finland - Uncontrollable expansion despite numerous crayfisheries strategies. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 419:1–9.
- Scalici M, Belluscio A, Gibertini G (2008) Understanding population structure and dynamics in threatened crayfish. *J Zool* 275:160–171.
- Schmid-Hempel (2011) The integrated study of infections, immunology, ecology and genetics. Oxford University Press Inc., New York.
- Schrimpf A, Chucholl C, Schmidt T, Schulz R (2013a) Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. *Aquat Invasions* 8:103–109.
- Schrimpf A, Maiwald T, Vrålstad T, Schulz HK, Śmietana P, Schulz R (2013b) Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. *Freshw Biol* 58:1116–1125.

- Shapiro B (2008) Engineered polymerases amplify the potential of ancient DNA. *Trends Biotechnol* 26:285–287.
- Souty-Grosset C, Holdich D, Noel P, Reynolds J, Haffner P (2006) Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Spadinger R, Maier G (1999) Prey selection and diel feeding of the freshwater jellyfish, *Craspedacusta sowerbyi*. *Freshw Biol* 41:567–573.
- Staas S (2018) Dokumentation der Abfischung in der Inneren Nördlichen Düssel - Evakuierung eines abgedämmten Baustellenbereichs (ca . 30 m Strecke) für die Instandsetzung der Brücke Jacobistraße in Düsseldorf. Düsseldorf.
- Stein R, Magnuson J (1976) Behavioral response of crayfish to a fish predator. *Ecology* 57:751–761.
- Stein RA (1977) Selective predation, optimal foraging, and the predator-prey interaction between fish and crayfish. *Ecology* 58:1237–1253.
- Strayer DL (2010) Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshw Biol* 55:152–174.
- Strayer DL, Dudgeon D (2013) Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *J North Am Benthol Soc* 29:344–358.
- Svoboda J, Mrugała A, Kozubíková-Balcarová E, Petrusek A (2017) Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *J Fish Dis* 40:127–140.
- Tack PI (1941) The life history and ecology of the crayfish *Cambarus immunis* Hagen. *Am Midl Nat* 25:420–446.
- Taylor CA, Schuster GA, Cooper JE, DiStefano RJ, Eversole AG, Hamr P, Hobbs HH, Robison HW, Skelton CE, Thoma RF (2007) A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. *Fisheries* 32:372–389.
- Tierney AJ, Godleski MS, Massanari JR (2000) Comparative analysis of agonistic behavior in four crayfish species. *J Crustac Biol* 20:54–66.
- Townsend CR, Hildrew AG, Schofield K (1987) Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. *56:597–613*.
- Turner CR, Barnes MA, Xu CCY, Jones SE, Jerde CL, Lodge DM (2014) Particle size distribution and optimal capture of aqueous microbial eDNA. *Methods Ecol Evol* 5:676–684.
- Turner CR, Uy KL, Everhart RC (2015) Fish environmental DNA is more concentrated in aquatic sediments than surface water. *Biol Conserv* 183:93–102.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2015) Calico crayfish (*Orconectes immunis*) - Ecological risk screening summary. Leesburg.
- Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE, Andriopoulos P, Arianoutsou M, Bazos I, Kokkoris I, Yannitsaros A, Zikos A, Augustin S, Cochard PO, Lopez-Vaamonde C, Sauvard D, Yart A, Bacher S, Bretagnolle F, Gasquez J, Chiron F, Kark S, Shirley S, Clergeau P, Cocquempot C, Coeur d'Acier A, Dorkeld F, Migeon A, Navajas M,

- David M, Delipetrou P, Georgiou K, Desprez-Loustau ML, Didziulis V, Essl F, Galil BS, Hejda M, Jarosik V, Pergl J, Perglová I, Kühn I, Winter M, Kühn PW, Marcer A, Pino J, McLoughlin M, Minchin D, Panov VE, Pascal M, Poboljsaj K, Scalera R, Sedláček O, Zagatti P (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Front Ecol Environ* 8:135–144.
- Waldmann B (2019) Flusskrebse in Deutschland Verbreitung - Schutz - Akteure. Universität Koblenz-Landau.
- Wetzel JE, Brown PB (1993) Growth and survival of juvenile *Orconectes virilis* and *Orconectes immunis* at different temperatures. *J World Aquac Soc* 24:339–343.
- Whitledge GW, Rabeni CF (1997) Energy sources and ecological role of crayfishes in an Ozark stream: Insights from stable isotopes and gut analysis. *Can J Fish Aquat Sci* 54:2555–2563.
- Willerslev E, Cooper A (2005) Ancient DNA. *Proc R Soc B Biol Sci* 272:3–16.
- Williams KE, Huyvaert KP, Piaggio AJ (2017) Clearing muddied waters: Capture of environmental DNA from turbid waters. *PLoS One* 12:1–17.
- Wirth J, Knissel M, Dapp K, Heiland P, Apel D (2008) Der Erfunterlauf. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Düsseldorf.
- Wood TC, Kelley RE, Moore PA (2018) Feeding in fear: Indirect effects of predatory fish on macrophyte communities mediated by altered crayfish foraging behaviour. *Freshw Biol* 63:1523–1533.
- Ye J, Coulouris G, Zaretskaya I, Cutcutache I, Rozen S, Madden TL (2012) Primer-BLAST: A tool to design target-specific primers for polymerase chain reaction. *BMC Bioinformatics* 13:134.

6. Anhang

Anhang 1: Ertrag bei der Durchführung der Kalksand-Lochstein-Beprobung im August 2019. Grau markiert ist der Ertrag des zweiten Steines. Erste Kontrolle der Kalksand-Lochsteine fand nach einer Woche Liegezeit und zweite Kontrolle nach zwei Wochen Liegezeit statt. Das Düssel Gewässersystem sowie anliegende Gewässer wurden auf Kaliokrebsbestände kontrolliert. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, P = Pereiopoden, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, U1-4 = untere Lochreihe, M1-3 = mittlere Lochreihe, O1-4 = obere Lochreihe, F = Weibchen, M = Männchen.

Erste Kontrolle						
Gewässerabschnitt	Art	Sex	CL [mm]	Masse [g]	Verlust	Lochwahl
Kittelbach – Grashofstr.						
Kittelbach – Heinrichstr.	PI	F	23,06	4		U2
Rhein - Yachthafen. Rotterdamer Str.						
Mündung Pillebach - Am Quellenbusch	PI	F	26,92	3		U3
	PI	M	30,02	10		U1
	PI	M	38,49	19	linke C.,P.	M2
Hubbelrather Bach - Stindertalweg	FI	M	38,29	19		U2
Mündung Hox- in den Eselbach - Kissnger Str.	PI	M	31,12	8	linke C.	M2
Düssel Volksgarten - Siegburgerstr.	PI	F	31,92	9		M1
	PI	F	39,48	17		U2
	PI	F	43,99	11		O4
Brückerbach - Am Gansbruch 25	PI	M	35,91	12	rechte C.	O1
Düssel - Westener Dorfstraße 158						
Ertf						
Yachthafen - Niederkassler Deich	FI	F	29,20	6		U2
Albertussee - Heerdter Lohweg						
IND Hallbergstraße	PI	M	33,12	10		U3
IND Zoopark - Grunerstraße						
IND - Mulvanystraße						
IND - Yorckstraße						
IND - Prinz-Georg-Straße						
IND Louise-Dumont-Straße 1	Fi	F	31,90	10		U1
	Fi	M	37,68	18		U2
	Fi	F	27,69	6		U3
	Fi	F	26,09	4		U4
	Fi	F	28,38	8		O4
	Fi	M	26,41	6		O1
	Fi	M	20,21	3		O2
	Fi	M	29,74	9		O4
	Fi	M	29,45	8		M1
	Fi	M	30,32	8		M3
	Fi	M	30,04	9	rechte C.	U2
	Fi	M	35,13	15		U3
IND Louise-Dumont-Straße 2	Fi	M	36,18	19		U2
	Fi	F	30,35	7		M3

	Fi	M	32,86	7		O4
	Fi	M	31,43	9	linke C.	M1
	Fi	M	34,35	12	rechte C.	O2
	Fi	M	31,69	8		U1
IND Landskrone – Heinrich-Heine-Allee	Fi	M	25,51	5		U2
	Fi	M	25,92	5		U4
IND Spee'scher Graben – Berger Allee	PI	F	31,64	8		U4
ISD Kaiserteich - Ständehausstraße	FI	M	21,12	2		U1
	PI	M	39,69	14		M1
	PI	F	40,12	18		U2
ISD Brückerbach – Himmelgeister Landstr.	PI	M	34,62	10		O3
ISD Feuerbachstraße	PI	F	40,61	10		U2
	PI	M	30,66	6	linke C.	M3
	PI	M	34,43	12		U4
	PI	M	24,09	2	linke C.	O1
Zweite Kontrolle						
Kittelbach - Grashofstraße	PI	M	32,26	10		M1
Kittelbach - Heinrichstraße						
Rhein - Yachthafen. Rotterdamer Str.	FI	M	21,40	3		U4
Mündung Pillebach - Am Quellenbusch	PI	M	37,61	11		O4
Hubbelrather Bach - Stindertalweg						
Mündung Esel- und Hoxbach - Kissinger Str.	PI	F	37,82	17		U2
	PI	M	35,00	12		U4
Düssel Volksgarten rechts. Siegburgerstr.						
Brückerbach - Am Gansbruch 25	PI	F	34,59	15		U3
	PI	F	32,28	11		U2
Düssel - Westener Dorfstraße 158						
Erft						
Yachthafen - Niederkassler Deich	FI	F	28,02	6		M1
Albertussee - Heerdter Lohweg						
IND Hallbergstraße						
IND Zoopark - Grunerstraße	PI	M	29,69	8		U4
IND - Mulvanystraße	Fi	M	29,69	8		U4
IND - Yorckstraße	Fi	M	30,57	6	linke C.	U3
	Fi	F	27,78	5		O3
IND - Prinz-Georg-Straße						
IND Louise-Dumont-Straße 1	Fi	M	30,31	7		U3
	Fi	M	27,56	5		U1
	Fi	M	27,91	6		U4
	Fi	F	28,41	6		M1
	Fi	F	30,08	8		M3
	Fi	M	31,90	7		O4
	Fi	M	20,01	7		O3

	Fi	M	35,86	13		O1
	Fi	M	31,35	7		U4
	Fi	M	32,39	8		U3
	Fi	M	31,34	7		M1
	Fi	M	31,87	6		M2
	Fi	M	30,17	7		M3
	Fi	F	21,06	2		O2
	Fi	M	30,05	7		O3
IND Louise-Dumont-Straße 2	Fi	M	30,22	7		U1
	Fi	M	31,38	12		U2
	Fi	M	39,56	16	linke C.	U3
	Fi	F	31,93	10		U4
	Fi	M	35,61	13	linke C.	U1
	Fi	M	35,91	16		U2
	Fi	M	34,52	12		U3
	Fi	M	29,58	7		U4
IND Landskrone – Heinrich-Heine-Allee						
IND Spee`scher Graben – Berger Allee	PI	M	35,28	12	rechte C.	U3
	PI	F	40,45	17		M2
ISD Kaiserteich - Ständehausstraße	Fi	M	35,31	12		U3
	PI	M	35,20	10		U2
ISD Brückerbach – Himmelgeister Landstraße	PI	M	34,42	13		U1
	PI	F	31,43	9	linke C.	U4
ISD Feuerbachstraße	PI	F	27,60	6	linke C.	O1
	PI	F	26,72	5		U4
	PI	F	40,32	20		U3
	PI	F	41,01	24		M3

Anhang 2: Koordinaten der Kalksand-Lochstein-Beprobung mittels des Bezugssystems ETRS89 (UTM Zone 32N, 25832). Das Düssel Gewässersystem sowie anliegende Gewässer wurden im August 2019 auf Kaliokrebsbestände kontrolliert. IND = Innere Nördliche Düssel; ISD = Innere Südliche Düssel; SD = Südliche Düssel.

Gewässerabschnitt		E Koordinate	N Koordinate
Rhein Yachthafen	Rotterdamer Straße.	343700.391	5679866.907
Rhein Yachthafen	Niederkassler Deich	341648.379	5680264.458
Kittelbach	Grashofstr.	346023.509	5680347.138
Kittelbach	Heinrichstr.	346636.389	5679933.565
Albertussee	Heerdter Lohweg	341101.791	5678527.570
IND	Hallbergstr.	347277.642	5679214.847
IND Zoopark	Grunerstr.	346972.516	5679118.556
IND	Mulvanenstr.	346180.429	5679337.023
IND	Yorckstr.	346056,000	5679392.063
IND	Prinz-Georg-Str.	345525.987	5678481.620
IND	Louise-Dumont-Str.	345531.402	5677596.802
IND	Louise-Dumont-Str.	345675.666	5677600.472
IND Landskrone	Heinrich-Heine-Allee	344871.545	5677517.781

IND Spee`scher Graben	Berger Allee	344215.358	5676704.535
ISD Kaiserteich	Ständehausstr.	344575.435	5676305.649
ISD Volksgarten	Siegburgerstr.	346692.743	5675122.595
ISD	Feuerbachstr.	345170.682	5675138.904
SD	Westener Dorfstr.	348299.007	5673175.078
Brückerbach	Am Gansbruch	347176.128	5673277.702
Brückerbach	Himmelgeister Landstr.	346315.963	5672230.986
Mündung Pillebach	Am Quellenbusch	350023.899	5676919.601
Mündung Hox- in den Eselbach	Kissnger Str.	348967.029	5673775.033
Hubbelrather Bach	Stindertalweg	353450.703	5677504.944
Erft	Kölner Str.	341455.264	5672372.689

Anhang 3: Ertrag der Piratreuse Modell 1, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Ge- schlecht	CL [mm]	Gewicht [g]	Verlust
07.09.	Fi	M	43,42	24	beide C.
	Fi	M	36,48	12	linke C.
	Fi	M	34,28	24	
	Fi	M	40,08	19	rechte C.
	Fi	M	32,32	10	
	Fi	M	35,82	16	
08.09.	PI	F	50,08	44	rechte C.
	Fi	M	37,55	18	
	Fi	M	37,14	15	rechte C.
9.09	-				
10.09.	Fi	M	34,64	15	
	Fi	F	39,79	17	
11.09.	Fi	F	29,99	6	
12.09.	-				
13.09.	-				
14.09.	Fi	M	31,30	8	
	Fi	M	29,94	8	
14.10.	Fi	M	40,52	20	linke C.
	Fi	M	36,67	15	rechte C.
	Fi	M	32,10	11	
	Fi	M	31,82	9	linke C.
15.10.	Fi	M	34,24	12	
16.10.	-				
19.10.	Fi	F	36,40	16	

Anhang 4: Ertrag der Piratreuse Modell 2, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Geschlecht	CL [mm]	Gewicht [g]	Verlust
07.09.	Fi	M	37,08	15	
	Fi	M	35,98	15	rechte C.
	Fi	M	34,43	13	
	Fi	M	30,92	9	
08.09.	Fi	M	39,81	15	rechte C.
	Fi	M	31,68	8	rechte C.
09.09.	Fi	F	30,53	7	
10.09.	Fi	F	34,80	14	linke C.
	Fi	M	35,35	15	linke C.
11.09.	Fi	F	30,37	7	
12.09.	Fi	M	30,62	7	rechte C.
13.09.					
14.09.	Fi	M	31,07	8	linke C.
	Fi	F	43,31	25	
14.10.					
15.10.	Fi	F	33,64	9	
	Fi	M	32,30	10	
16.10.	Fi	M	18,14	1	
	Fi	M	29,23	7	
	Fi	F	32,33	10	
19.10.	PI	M	57,73	62	
	PI	M	69,89	73	
	Fi	M	32,49	10	

Anhang 5: Ertrag der Krebsreue, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
07.09.	Fi	F	42,40	23	
	Fi	F	39,64	17	
	Fi	M	32,02	9	
	Fi	M	34,63	16	
	Fi	M	37,57	15	
08.09.					
09.09.					
10.09.					
11.09.					
12.09.					
13.09.					
14.09.					
14.10.	Fi	F	42,84	24	linke C.
15.10.					

16.10.					
19.10.					

Anhang 6: Ertrag der Krebskorb Modell, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
07.09.					
08.09.	FI	F	41,29	18	beide C.
	Fi	M	34,79	13	linke C.
09.09.					
10.09.	Fi	M	32,18	10	linke C.
11.09.	Fi	M	34,19	14	
	Fi	F	34,82	13	
	Fi	F	30,39	8	
12.09.					
13.09.					
14.09.	Fi	M	32,50	10	
14.10.					
15.10.	Fi	F	31,84	9	
	Fi	M	30,06	9	
16.10.	Fi	M	32,98	12	linke C.
	Fi	M	34,90	9	beide C.
19.10.	Fi	M	39,62	21	linke C.
	Fi	M	37,81	14	beide C.
	Fi	F	32,05	8	beide C.

Anhang 7: Ertrag der Krebskorb Modell 2, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
07.09.	Fi	M	31,60	9	beide C.
	Fi	M	36,43	13	rechte C.
08.09.					
09.09.					
10.09.	Fi	F	32,39	9	
11.09.					
12.09.	Fi	F	29,14	7	linke C.
	Fi	M	34,80	13	linke C.
13.09.					
14.09.	Fi	M	26,80	5	
	Fi	M	32,45	12	
14.10.	Fi	M	33,31	10	
15.10.					
16.10.					
19.10.					

Anhang 8: Ertrag der Fischreue, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
07.09.	Fi	M	43,42	24	beide C.
08.09.					
09.09.	Fi	M	36,16	17	
10.09.					
11.09.					
12.09.					
13.09.					
14.09.					
14.10.					
15.10.					
16.10.	Fi	M	40,92	27	
19.10.					

Anhang 9: Ertrag der zwei Kalksand-Lochsteine, Fanggerätevergleich. September bis Oktober 2019 im Gewässer der Louise-Dumont-Straße. Grau markiert ist der Ertrag des zweiten Steines. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, U1-4 = untere Lochreihe, M1-3 = mittlere Lochreihe, O1-4 = obere Lochreihe, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust	Loch
7.09.	Fi	M	37,70	16	linke C.	M1
	Fi	M	34,77	11	linke C.	M2
	Fi	M	31,08	9		M3
	Fi	M	29,97	7		O1
	Fi	M	29,49	7		O4
	Fi	F	35,85	14		U2
	Fi	M	34,86	14		U3
	Fi	F	29,81	6		O4
08.09.	Fi	F	30,67	7	linke C.	O4
	Fi	F	35,78	15		M3
09.09.	Fi	M	30,08	9		U1
	Fi	M	31,03	10	linke C.	U4
10.09.	Fi	F	33,24	11		U1
	Fi	F	35,81	14		U2
	Fi	F	30,28	9		U4
	Fi	M	34,56	11	linke C.	U3
11.09.	Fi	F	23,38	3		U1
	Fi	F	30,56	9		U3
	Fi	F	30,38	9		U2
	Fi	F	26,45	5		U3
12.09.	Fi	M	26,58	5		U2
	Fi	F	20,79	2		U1
13.09.	Fi	M	28,30	5		U1
	Fi	M	33,90	10	linke C.	U1

	Fi	F	18,28	1		U3
	Fi	M	28,71	8		U4
	Fi	M	29,65	8		U3
14.09.	Fi	F	34,84	13		U4
	Fi	F	21,60	2		U2
14.10.	Fi	M	35,51	15		U2
	Fi	F	25,80	4	rechte C.	O4
	Fi	M	30,13	8		O4
	Fi	F	34,13	14		O1
	Fi	M	24,97	6		M2
	Fi	M	30,30	10		U3
15.10.	Fi	M	34,20	14		U2
16.10.	Fi	F	24,93	6		U1
19.10.	Fi	M	30,03	9		U4
	Fi	F	29,24	7		U1
	Fi	M	34,28	12		U2
	Fi	F	36,60	14		U3

Anhang 10: Ertrag der Yorckstraße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Piratreuse Modell 1 im Oktober 2019. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
04.10.	Fi	F	28,36	17	
05.10.					
06.10.	Pl	F	56,76	39	beide C.
07.10.	Pl	F	62,36	81	
08.10.					
09.10.					
10.10.	Pl	M	60,54	63	linke C.
	Pl	M	51,69	39	
	Pl	M	39,62	14	linke C.
13.10.	Pl	M	54,26	50	
	Pl	M	51,86	38	
14.10.	Pl	F	40,60	16	
	Pl	M	47,82	23	beide C.
15.10.					
16.10.	Pl	M	61,79	61	rechte C.
17.10.					
18.10.	Fi	M	30,47	8	

Anhang 11: Ertrag der Yorckstraße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Krebskorb Modell 1 im Oktober 2019. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
04.10.					
05.10.	Pl	F	46,35	26	
	Pl	M	38,61	16	linke C.
06.10.					
07.10.					
08.10.	Pl	M	37,35	14	rechte C.
09.10.					
10.10.					
13.10.					
14.10.					
15.10.					
16.10.					
17.10.	Pl	M	37,18	14	rechte C.
18.10.					

Anhang 12: Ertrag der Yorckstraße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Lochsteine im Oktober 2019. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, U1-4 = untere Lochreihe, M1-3 = mittlere Lochreihe, O1-4 = obere Lochreihe, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust	Loch
04.10.						
05.10.						
06.10.	Fi	F	28,31	7		U3
07.10.						
08.10.						
09.10.	Fi	F	22,22	1		U2
10.10.						
13.10.						
14.10.						
15.10.						
16.10.						
17.10.	Fi	F	24,93	6		U1
18.10.	Fi	F	31,24	8	linke C.	U1
	Fi	F	26,24	5		U2

Anhang 13: Ertrag der Louise-Dumont-Straße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Piratreuse Modell 1 im Oktober 2019. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, P = Pereiopoden, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
04.10.	Fi	F	31,59	12	

	Fi	F	33,32	9	deformierte C.
	Fi	M	35,16	11	rechte C.
05.10.	Fi	F	31,59	10	
	Fi	M	38,42	18	rechte C.
	Fi	M	36,50	13	beide C.
	PI	M	57,09	61	
06.10.	Fi	M	27,68	7	
	Fi	M	38,06	17	rechte C.
07.10.	Fi	M	30,21	7	
08.10.	Fi	M	35,28	14	
09.10.	Fi	M	38,11	14	beide C. + P.
10.10.	Fi	F	30,29	5	
13.10.	Fi	F	40,38	19	
14.10.	Fi	F	30,69	6	
15.10.	Fi	M	40,52	20	linke C.
	Fi	M	36,67	15	rechte C.
	Fi	M	32,10	11	
	Fi	M	31,82	9	linke C.
16.10.	Fi	M	34,24	12	
17.10.					
18.10.	Fi	F	36,40	16	

Anhang 14: Ertrag der Louise-Dumont-Straße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Krebskorb Modell 1 im Oktober 2019. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
04.10.					
05.10.	Fi	F	40,27	19	linke C.
06.10.					
07.10.					
08.10.					
09.10.	Fi	F	28,28	13	
10.10.	Fi	M	42,01	25	
	Fi	F	30,50	4	
13.10.					
14.10.					
15.10.					
16.10.	Fi	F	31,84	9	
	Fi	M	30,06	9	
17.10.	Fi	M	32,98	12	linke C.
	Fi	M	34,90	9	beide C.
18.10.	Fi	M	39,62	21	linke C.
	Fi	M	37,81	14	beide C.
	Fi	F	32,05	8	beide C.

Anhang 15: Ertrag der Louise-Dumont-Straße bezogen auf den Gewässervergleich Yorck- und Louise-Dumont-Straße mittels Lochsteine im Oktober 2019. Grau markiert ist der Ertrag des zweiten Steines. CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, P = Pereiopoden, Fi = *F. immunis*, FI = *F. limosus*, PI = *P. leniusculus*, U1-4 = untere Lochreihe, M1-3 = mittlere Lochreihe, O1-4 = obere Lochreihe, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust	Loch
04.10.	Fi	F	25,89	6		O3
	Fi	M	30,72	10		U3
	Fi	F	31,60	10		U4
05.10.	Fi	F	37,00	14	rechte C.	U1
	Fi	M	33,00	12	linke C.	
06.10.	Fi	M	32,31	11	linke C.	U2
07.10.	Fi	F	24,00	3		U1
08.10.	Fi	F	37,91	17	rechte C. +2 P.	U2
09.10.						
10.10.	Fi	F	31,64	10		U1
	Fi	M	34,30	12		U3
13.10.	Fi	M	29,91	8	rechte C.	U2
	Fi	M	35,68	14		U3
	Fi	M	36,33	13		U4
	Fi	M	30,81	10		U2
14.10.	Fi	M	34,20	11		U3
	Fi	M	32,88	12	linke C.	U3
	Fi	M	25,99	5	rechte C.	O1
	Fi	F	32,40	9	linke C.	O4
15.10.	Fi	M	35,51	15		U2
	Fi	F	25,80	4	rechte C.	O4
	Fi	M	30,13	8		O4
	Fi	F	34,13	14		O1
	Fi	M	24,97	6		M2
	Fi	M	30,30	10		U3
16.10.	Fi	M	34,20	14		U2
17.10.	Fi	F	24,93	6		U1
18.10.	Fi	M	30,03	9		U4
	Fi	F	29,24	7		U1
	Fi	M	34,28	12		U2
	Fi	F	36,60	14		U3

Anhang 16: Weitere Erträge der Louise-Dumont-Straße im August mittels Piratreuse Modell 1 (weiß) und Krebskorb Modell 1 (gelb). Krebsreue wurde im gleichen Zeitraum ausgelegt, erbrachte aber keine Erträge, CL = Carapaxlänge, C. = Chelae, P = Pereiopoden, Fi = *F. immunis*, Fl = *F. limosus*, Pl = *P. leniusculus*, U1-4 = untere Lochreihe, M1-3 = mittlere Lochreihe, O1-4 = obere Lochreihe, F = Weibchen, M = Männchen.

Datum	Art	Sexus	CL [mm]	Masse [g]	Verlust
20.08.	Fi	F	42,10	21	
	Fi	M	41,40	19	
21.08.	Fi	M	41,88	23	
	Fi	M	40,51	20	
	Fi	M	37,22	16	
	Fi	M	38,34	19	linke C.
	Fi	M	36,02	13	
22.08.	Fi	M	27,19	5	
	Fi	M	36,24	16	
	Fi	M	37,75	16	
	Fi	F	32,28	10	
23.08.	Fi	M	30,20	7	linke C.
	Fi	M	34,66	13	beide C.
25.08.	Fi	M	43,56	22	rechte C.
26.08.	Fi	M	40,69	19	

Danksagung

Ich danke meinen betreuenden Prof. Dr. Christopher Robert Bridges, der es mir ermöglicht hat in diesem interessanten Forschungsfeld meine Untersuchungen durchzuführen und mich durchweg unterstützt und begleitet hat.

Ein aufrichtiges Dankeschön gebührt Dr. Florian Borutta, Dr. Stephan Schulz und Dr. Shukry Na'amnieh des Unternehmens TunaTech GmbH für die Anteilnahme und den Beistand bei der Ausarbeitung und Durchführung meiner Forschungsarbeit.

Weiterhin möchte ich mich für Hilfe und Beistand vonseiten der Behörden Düsseldorfs, insbesondere bei Claus Bode (Untere Fischereibehörde), Dr. Nicole Scheifhacken (Obere Fischereibehörde), Tobias Krause (Untere Naturschutzbehörde) und Thomas Bendt (Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf) sowie Kathrin Leithmann (Bergisch-Rheinischer Wasserverband) und Holger Pieren (Biologische Station Haus Bürgel) bedanken.

Ein Dankeschön gebührt Prof. Dr. Andreas Martens, Alexander Herrmann und Andreas Stephan des Institutes für Biologie und Schulgartenentwicklung der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe, deren Beistand und Vorschläge von unschätzbarem Wert waren.

Ein herzliches Dankeschön möchte ich an dieser Stelle auch an Dr. Harald Groß (Edelkrebsprojekt NRW) und dem forum flusskrebse für die Vorschläge, die Anreize und die Bereitwilligkeit mich zu unterstützen richten.

Abschließend möchte ich meinen Dank an meine Familie richten, die mich durch meine ganze Arbeit begleitet und durch ihr Verständnis unterstützt hat.

Eigenständigkeitserklärung

Vermiert, Anna-Maria

Matrikelnummer: 2210843

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Titel „Detektion und Risikobewertung des invasiven Kalikokrebses (*Faxonius immunis*) nach Einwanderung ins Gewässersystem Düssel“ eigenständig, ohne fremde Hilfe und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Alle sinngemäß und wörtlich übernommenen Textstellen aus der Literatur bzw. dem Internet habe ich als solche kenntlich gemacht. Außerdem erkläre ich, dass die vorliegende Arbeit noch nicht in gleicher oder anderer Form einer Prüfungsbehörde vorgelegen hat.

Mit ist bekannt, dass im Falle einer Täuschung die Abschlussarbeit mit ‚nicht bestanden‘ bewertet wird.

Anna-Maria Vermiert

Düsseldorf, 06.07.2020