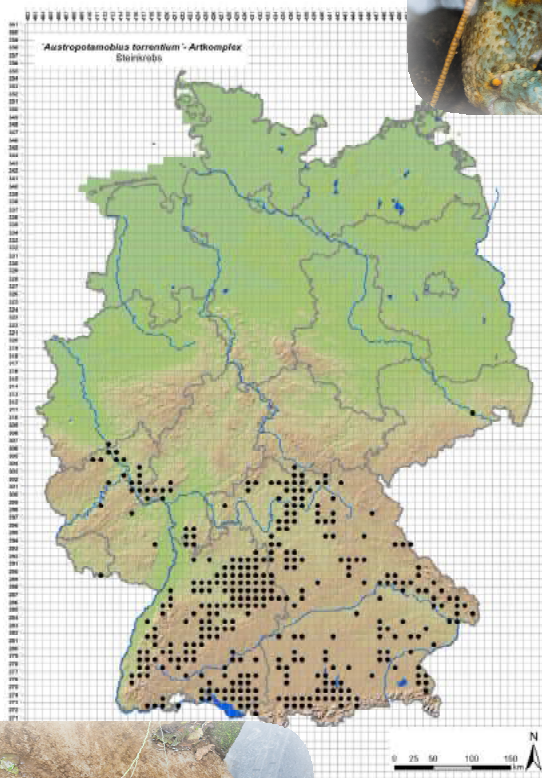


# Flusskrebse in Deutschland

## Verbreitung – Schutz – Akteure



**Masterthesis von Benjamin Waldmann**

Stuttgart, März 2019

# **Flusskrebse in Deutschland**

**Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland – Überblick über die erfolgten Schutzmaßnahmen und den damit verbundenen Erfahrungen – Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz**

**Masterthesis**

**zur Erlangung des akademischen Grades eines**

**Master of Science (M. Sc.)**

an der Universität Koblenz-Landau

Fachbereich 3: Mathematik / Naturwissenschaften

vorgelegt

am 29.03.2019

von Dipl.-Ing. (FH) Benjamin Waldmann

geb. am 21.04.1979

Referent: Prof. Dr. Ralf Schulz, Universität Koblenz-Landau

Koreferent: Dr. Christoph Chucholl

Danksagung:

Der Dank gilt insbesondere den vielen Akteuren im Flusskrebsschutz in Deutschland, die mir bereitwillig ihre Daten zu Nachweisen der Arten anvertraut und mich umfangreich an ihren Kenntnissen und Erfahrungen haben teilhaben lassen. Ohne diese Informationen hätte die vorliegende Arbeit nicht entstehen können. Jede Einzelnen und jede Einzelnen, mit den ich in den letzten Monaten Kontakt hatte, zu nennen, würde den Rahmen sprengen. Ein Großteil von ihnen sind in Tabelle 9 genannt.

Insbesondere möchte ich danken:

Dem Leiter der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg Dr. Alexander Brinker, der seine Kollegen im Rahmen des Deutschen Fischereitags 2018 über meine Arbeit und die bevorstehende Recherche informiert hat. Dadurch erhielt ich in allen Bundesländern unkompliziert Unterstützung und konnte rasch zu den richtigen Ansprechpartnern in den Behörden der Länder gelangen.

Der Leiterin des Referats Naturschutz und Landschaftspflege im Regierungspräsidium Stuttgart Ulrike Möck, die mich durch ein offizielles Anschreiben für die Recherche unterstützt und die mit ihrem „Herz für Flusskrebse“ das „Aktionsprogramm Steinkrebs“ im Regierungsbezirk Stuttgart mit möglich gemacht hat.

Dr. Harald Groß, Patrick Heinz, Rolf Kleemann und Michael Pfeiffer mit Team vom Büro Gobio für den besonders intensiven fachlichen Austausch und für die zahlreichen Informationen zur Verbreitung und zu Schutzmaßnahmen.

Dr. Anne Schrimpf für die Informationen und den regen Austausch zur Systematik und Genetik der Flusskrebse, der Krebspest sowie für das Gegenlesen relevanter Textpassagen.

Dr. Torsten Bittner und Bernd Kunz für die kritische Durchsicht der Arbeit und die vielen Ideen zu Struktur, Inhalt und Layout.

Alexander Eilers für die umfangreiche Hilfestellungen bei Fragen zur Kartographie und ArcGIS.

Johanna Jochum für die penible Korrektur in Sachen Satzbau, Grammatik und Rechtschreibung.

Meiner Familie für das viele Verständnis und den „zahlreichen Entbehrungen“ während meines berufsbegleitenden Studiums und der heißen Phase der Masterarbeit.

Und zu guter Letzt meinen beiden Betreuern: Prof. Dr. Ralf Schulz für die unkomplizierte und rasche Zusage, meine Arbeit als Referent zu betreuen, obwohl uns bisher ein persönlicher Kontakt verwehrt blieb. Dr. Christoph Chucholl als Koreferent für den enormen fachlichen Input und die zahlreichen inspirierenden Diskussionen über Strategien im Flusskrebsschutz und dem Für und Wider von Maßnahmen. Letztendlich entstand im ständigen Dialog mit ihm die Idee zu dieser Arbeit.

Persönlich freue ich mich darauf, mit vielen der genannten Akteure auch zukünftig den Kontakt zu halten, um den Flusskrebsschutz in Deutschland weiter voran zu bringen.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Einleitung und Grundlagen</b> .....	<b>3</b>
<b>1.1 Ausgangssituation</b> .....	<b>3</b>
<b>1.2 Zielsetzung und Fragestellung</b> .....	<b>4</b>
<b>1.3 Systematik und Arteninventar</b> .....	<b>4</b>
<b>1.4 Verbreitung der Flusskebbe in Europa</b> .....	<b>5</b>
1.4.1 Heimische Flusskrebsarten (ICS) .....	5
1.4.1.1 <i>Astacus astacus</i> (Edelkrebs).....	5
1.4.1.2 ' <i>Austropotamobius pallipes</i> '- Artkomplex (Dohlenkrebs).....	6
1.4.1.3 ' <i>Austropotamobius torrentium</i> '- Artkomplex (Steinkrebs).....	7
1.4.2 Invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (NICS) .....	8
1.4.2.1 ' <i>Pontastacus leptodactylus</i> '- Artkomplex (Galizischer Sumpfkrebs).....	8
1.4.2.2 <i>Pacifastacus leniusculus</i> (Signalkrebs).....	9
1.4.2.3 <i>Faxonius limosus</i> (Kamberkrebs).....	10
1.4.2.4 <i>Procambarus clarkii</i> (Roter Amerikanischer Sumpfkrebs).....	11
1.4.2.5 <i>Faxonius immnis</i> (Kalikokrebs) .....	11
1.4.2.6 <i>Procambarus virginalis</i> (Marmorkrebs).....	13
<b>1.5 Schutzstatus und Gefährdungen der Flusskrebse in Deutschland</b> .....	<b>14</b>
1.5.1 Schutzstatus und rechtliche Grundlagen.....	14
1.5.2 wichtigste Gefährdungsursachen .....	16
1.5.2.1 Lebensraumveränderung und -verlust, Gewässerverunreinigungen.....	16
1.5.2.2 <i>Aphanomyces astaci</i> (Krebspest).....	17
1.5.2.3 Non-indigenous crayfish species (NICS – invasive, gebietsfremde Flusskrebse).....	19
<b>2. Methodik</b> .....	<b>21</b>
<b>3. Ergebnisse</b> .....	<b>24</b>
<b>3.1 Arteninventar und Verbreitung in Deutschland</b> .....	<b>24</b>
3.1.1 Heimische Flusskrebsarten (ICS) .....	24
3.1.1.1 <i>Astacus astacus</i> (Edelkrebs).....	25
3.1.1.2 ' <i>Austropotamobius pallipes</i> '- Artkomplex (Dohlenkrebs).....	27
3.1.1.3 ' <i>Austropotamobius torrentium</i> '- Artkomplex (Steinkrebs).....	29
3.1.2 Invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (NICS) .....	31
3.1.2.1 ' <i>Pontastacus leptodactylus</i> '- Artkomplex (Galizischer Sumpfkrebs).....	31
3.1.2.2 <i>Pacifastacus leniusculus</i> (Signalkrebs).....	33
3.1.2.3 <i>Faxonius limosus</i> (Kamberkrebs).....	35
3.1.2.4 <i>Procambarus clarkii</i> (Roter Amerikanischer Sumpfkrebs).....	37
3.1.2.5 <i>Faxonius immnis</i> (Kalikokrebs) .....	39
3.1.2.6 <i>Procambarus virginalis</i> (Marmorkrebs).....	41

<b>3.2</b>	<b>Schutzmaßnahmen für Flusskrebse</b> .....	<b>43</b>
3.2.1	Finanzierung von Flusskrebsschutzprojekten .....	43
3.2.2	Erfassungsmethodiken .....	43
3.2.3	Datenerfassung, Datenhaltung und Datenweitergabe.....	45
3.2.4	Öffentlichkeitsarbeit .....	47
3.2.5	Erhalt und Optimierung des Lebensraums .....	48
3.2.6	(Wieder-)Ansiedlung und Vermehrung.....	52
3.2.7	Aufbau eines Schutzprojektes für Flusskrebse .....	55
3.2.8	Management invasiver gebietsfremder Flusskrebse (NICS) und Krebspest ( <i>A. astaci</i> ) .....	56
3.2.8.1	Problemstellung und Zielsetzung, Öffentlichkeitsarbeit .....	56
3.2.8.2	Methodenüberblick .....	58
3.2.8.3	Einsatz von Reusen .....	59
3.2.8.4	Habitatmodifizierung von Stillgewässern (Trockenlegung und Verfüllung) .....	60
3.2.8.5	Barrieren (Krebssperren).....	62
3.2.8.6	Prädatoren (Besatz mit Raubfischen) .....	69
3.2.8.7	Biozide .....	69
3.2.8.8	Nachweis von <i>A. astaci</i> (Krebspest) und Seuchenprophylaxe .....	70
<b>4.</b>	<b>Akteure im Flusskrebsschutz in Deutschland</b> .....	<b>72</b>
<b>5.</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>76</b>
<b>6.</b>	<b>Quellenverzeichnis</b> .....	<b>80</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>93</b>
	<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>95</b>
	<b>Bildnachweis</b> .....	<b>95</b>
	<b>Anhang</b> .....	<b>96</b>

# 1. Einleitung und Grundlagen

Als größte wirbellose Tiere unserer Gewässer spielen Flusskrebse (Crustacea: Decapoda: Astacida) eine wichtige Rolle in aquatischen Ökosystemen (Chucholl & Brinker, 2017). Europaweit sind sechs heimische Flusskrebsarten (Indigenous crayfish species - ICS) bekannt (vgl. Tabelle 1 und in Kouba, Petrusek & Kozák (2014)). Drei davon kommen in Deutschland vor: *Astacus astacus* (Edelkrebs), '*Austropotamobius pallipes*'- Artkomplex (Dohlenkrebs) und '*Austropotamobius torrentium*'- Artkomplex (Steinkrebs). Diese befinden sich bundesweit in einem ungünstigen Erhaltungszustand (Bundesamt für Naturschutz, 2013b; Ellwanger, 2019, schriftliche Mitteilung) und sind akut bedroht (Bundesamt für Naturschutz & Bundesministerium für Umwelt, 2014). Hauptgefährdungsursachen sind die Infektion mit *Aphanomyces astaci* (Krebspest, SCHIKORA, 1906) (Alderman, 1996), die Verdrängung durch invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (Non-indigenous crayfish species - NICS) (Holdich *et al.*, 2009) sowie der Verlust des Lebensraums (Souty-Grosset, 2006; Füreder, 2009).

Um die (letzten) Bestände der ICS zu erhalten, müssen umgehend effektive Schutzmaßnahmen ergriffen werden. Obwohl alle drei ICS durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union (EU) (Rat der Europäischen Gemeinschaft, 1992) geschützt sind, konnte bisher der Rückgang der Populationen in Deutschland nicht gestoppt werden (Chucholl & Brinker, 2017). Die Gründe hierfür sind mit bundesweitem Blick vielfältig: Hauptursachen dürften Kenntnislücken über die Verbreitung der ICS wie NICS sowie fehlende Schutzmaßnahmen sein. Problematiken wie unklare Zuständigkeiten (Fischerei / Naturschutz), Finanz- und Personalmangel und eine untergeordnete Priorität bei der Ausrichtung des Artenschutzes, spielen, wie eine fehlende Vernetzung der Akteure, sicherlich ebenso eine Rolle.

## 1.1 Ausgangssituation

Um Lösungsansätze für die zuvor genannten Probleme zum Schutz von Flusskrebsen zu erarbeiten, bedarf es zunächst einer näheren Betrachtung des aktuellen Wissenstands in Deutschland:

Verbreitungskarten der ICS in Deutschland wurden durch das Bundesamt für Naturschutz (2013a) erstellt und veröffentlicht. Datengrundlage dieser Karten sind die Meldungen der Bundesländer an das Bundesamt für Naturschutz (BfN) im Rahmen der Berichtspflicht (Art. 11 FFH-Richtlinie). Es ist anzunehmen, dass die Meldungen zur Verbreitung der ICS im Jahr 2013 hinsichtlich des Umfangs und der Qualität unterschiedlich ausgefallen sind, denn Grundlage hierfür sollen die Ergebnisse der Kartierprogramme der Länder sein (Bundesamt für Naturschutz, 2019). Flächendeckende Kartierungen von Flusskrebsen wurden aber in Deutschland bisher in keinem Bundesland durchgeführt, so dass die Datenlage zur Verbreitung der Arten sehr heterogen sein dürfte.

Verbreitungskarten der NICS in Deutschland wurden ebenfalls durch das BfN für die Arten der „Liste der invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung“ (Unionsliste) erstellt und veröffentlicht (Nehring & Skowronek, 2017). Diese beruhen in großen Teilen auf den Darstellungen zur Verbreitung in Chucholl, Dethlefs-Hammes & Dümpelmann (2015). Weitere Quellen waren, sofern verfügbar, Daten aus den Bundesländern, die zum Teil aus den 1990er Jahren stammen. Es wird durch die Autoren darauf hingewiesen, dass genaue Differenzierungen der Statusangaben bisher nicht immer möglich waren und Nachweise für Fließgewässer zum Teil nur als allgemeine Angabe vorlagen. Chucholl *et al.* (2015) berücksichtigen bei der Darstellung der Verbreitung weitere NICS, die nicht auf der Unionsliste geführt sind, weisen allerdings darauf hin, dass die Datengrundlage zur Verbreitung aller NICS in einigen Bundesländern unvollständig ist. So stehen zurzeit keine ausreichend aktuellen und validierten Verbreitungsdaten zu Flusskrebsen in Deutschland zur Verfügung.

Veröffentlichungen über Schutzmaßnahmen für Flusskrebse liegen für Deutschland in unterschiedlichster Form vor. Eine Beschreibung der Situation der Flusskrebse in Deutschland erfolgte durch Schulz *et al.* (2009) in „Flusskrebse, Biologie - Ökologie - Gefährdung“ (Füreder, 2009), dem in dieser Form einzigartigen Werk in deutscher Sprache. Die Bundesländer Baden-Württemberg (Dehus & Chucholl, 2011; Chucholl & Brinker, 2017) und Sachsen (Martin, Pfeifer & Füllner, 2008) haben umfangreiche Broschüren zur Verbreitung der Flusskrebse in ihren Ländern, der Gefährdung der ICS und deren Schutz, veröffentlicht. Durch Blanke (1998) wurde die historische Entwicklung, die damalige Situation sowie Empfehlungen zum Schutz, für Niedersachsen beschrieben. Zum Teil werden Flusskrebse in Veröffentlichungen zur Fischfauna der Bundesländer berücksichtigt, wie in Mecklenburg-Vorpommern (Winkler *et al.*, 2007) oder in Hessen (Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2015). Hessen stellt als bisher einziges Bundesland umfangreiche Projektberichte zu Kartierungen und Schutzmaßnahmen für Flusskrebse auf den Internetseiten der jeweils zuständigen Behörden (Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie und Regierungspräsidium Darmstadt) zur Verfügung. Das Edelkrebsprojekt NRW bietet umfangreiches Informationsmaterial, insbesondere zu *A. astacus* in Nordrhein-Westfalen, auf seiner Homepage an. Darüber hinaus gibt es zahlreiche wissenschaftliche Publikationen aus Deutschland, die z.B. Fragestellungen zur Genetik der Flusskrebse (Schrimpf *et al.*, 2017), zu *A. astaci* (Keller *et al.*, 2014) oder die Gefährdung durch NICS

(Chucholl, 2016) thematisieren. Ein Überblick sowie eine Zusammenfassung über die Schutzmaßnahmen für Flusskrebse in Deutschland und den daraus gewonnenen Erfahrungen und Empfehlungen liegt allerdings nicht vor.

Schutzprojekte für Flusskrebse in Deutschland wurden bislang auf regionaler (z.B. Aktionsprogramm Steinkrebs des Regierungspräsidium Stuttgart, Baden-Württemberg), selten auf Bundeslandebene (z.B. Edelkrebsprojekt NRW), etabliert und gehen überwiegend auf engagierten Einzelpersonen zurück. Eine bundesweite Vernetzung dieser Personen besteht, wenn überhaupt, auf privater Ebene oder durch die Mitgliedschaft im Verein forum flusskrebse, der international tätig ist. Eine zentrale Koordination und Vernetzung von Akteuren und Projekten zum Schutz von Flusskrebsen in Deutschland besteht nicht.

## 1.2 Zielsetzung und Fragestellung

Aufgrund der genannten Defizite ergeben sich folgende Fragestellungen für diese Arbeit:

1. Welche Flusskrebsarten kommen in Deutschland vor und wie ist deren gegenwärtige Verbreitungssituation?
2. Welche Schutzmaßnahmen und Erfahrungen hierzu existieren in Deutschland?
3. Welche Akteure gibt es im Flusskrebsschutz in den einzelnen Bundesländern und wie könne diese ggf. besser vernetzt werden?

Die Beantwortung dieser Fragestellungen soll wichtige Impulse für den angewandten Artenschutz der ICS in Deutschland geben und etwaigen Forschungsbedarf aufdecken. Grundlage der Betrachtung ist eine umfassende deutschlandweite Befragung und Literaturrecherche (siehe Kapitel 2).

Nachfolgend werden zum besseren Verständnis der speziellen Gefährdungssituation wesentliche Grundlagen des Flusskrebsschutzes, wie Systematik, europäisches Arteninventar, rechtliche Rahmenbedingungen und die Gefährdungsursachen skizziert.

## 1.3 Systematik und Arteninventar

Die taxonomische Einteilung der in der Arbeit behandelten Arten erfolgte auf Grundlage von Souty-Grosset (2006) und Crandall & Grave (2017). Seit 2017 werden die Arten *Orconectes limosus* und *Orconectes immunis* der Gattung *Faxonius* zugeordnet (Crandall & Grave, 2017). Die Artkomplexe '*Austropotamobius pallipes*', '*Austropotamobius torrentium*' und '*Pontastacus leptodactylus*' (syn. *Astacus leptodactylus*) befinden sich weiter in Diskussion (Trontelj, Machino & Sket, 2005; Bertocchi *et al.*, 2008; Holdich *et al.*, 2009; Maguire *et al.*, 2014). So umfasst '*Austropotamobius pallipes*' zwei evolutionäre Entwicklungslinien, die teilweise als eigenständige Arten angesprochen werden (*A. pallipes* s. str. und *A. italicus*). Diskutiert wird auch der Status von *A. torrentium* (KLOBUČAR *et al.*, 2013). Auch hier existieren mehrere, teilweise genetisch deutlich voneinander differenzierte Entwicklungslinien mit unklarem Artstatus (KLOBUČAR *et al.*, 2013). Zuletzt wurde durch Pârvulescu (2019) mit *Austropotamobius bihariensis* für eine Region in Rumänien eine neue Flusskrebsart für Europa beschrieben, die bisher zu *A. torrentium* gerechnet wurde. Da vertiefte Betrachtungen der Systematik der Arten nicht Gegenstand dieser Arbeit sind, erfolgt nachfolgend die vereinfachte Darstellung der oben genannten Artkomplexe als *A. pallipes*, *A. torrentium* und *P. leptodactylus* (vgl. Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Flusskrebsarten mit rezenten Vorkommen in Europa nach Kouba *et al.* (2014), ergänzt um Pârvulescu (2019). Arten wie *Cherax destructor* (Yabby-Krebs, CLARK, 1936), *Cherax quadricarinatus* (Australischer Flusskrebs, von MARTENS, 1868), *Faxonius juvenilis* (Kentucky-Flusskrebs, HAGEN, 1870), *Faxonius cf. virilis* (Virile-Flusskrebs, HAGEN, 1870), *Procambarus cf. auctus* (White River-Flusskrebs) und *Procambarus alleni* (Blauer Floridakrebs, FAXON, 1884), welche nach Kouba *et al.* (2014) vereinzelt in Europa im Freiland nachgewiesen wurden, sind hier nicht berücksichtigt. Gleiches gilt für *Cambarellus patzcuarensis* (VILLALOBOS, 1943), von welchem ein rezentes Vorkommen in Ungarn bekannt ist (Weiperth *et al.*, 2017).

	Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
ICS	<i>Astacidae</i>	<i>Astacus astacus</i> (LINNAEUS, 1785)	Edelkrebs
		<i>Pontastacus pachypus</i> (RATHKE, 1837)	Kaspischer Flusskrebs
		' <i>Pontastacus leptodactylus</i> ' - Artkomplex, (ESCH-SCHOLTZ, 1823)	Galizischer Sumpfkrebs
		' <i>Austropotamobius pallipes</i> ' - Artkomplex (LEREBOU-LETT, 1858)	Dohlenkrebs
		<i>Austropotamobius bihariensis</i>	-
		' <i>Austropotamobius torrentium</i> ' - Artkomplex (SCHRANK, 1803)	Steinkrebs
NICS	<i>Cambaridae</i>	<i>Pacifastacus leniusculus</i> (DANA, 1852)	Signalkrebs
		<i>Faxonius limosus</i> (RAFINESQUE, 1817)	Kamberkrebs
		<i>Faxonius immunis</i> (HAGEN, 1870)	Kalikokrebs
		<i>Procambarus clarkii</i> (GIRARD, 1852)	Roter Amerikanischer Sumpfkrebs
		<i>Procambarus virginalis</i> (MARTIN ET AL., 2010)	Marmorkrebs

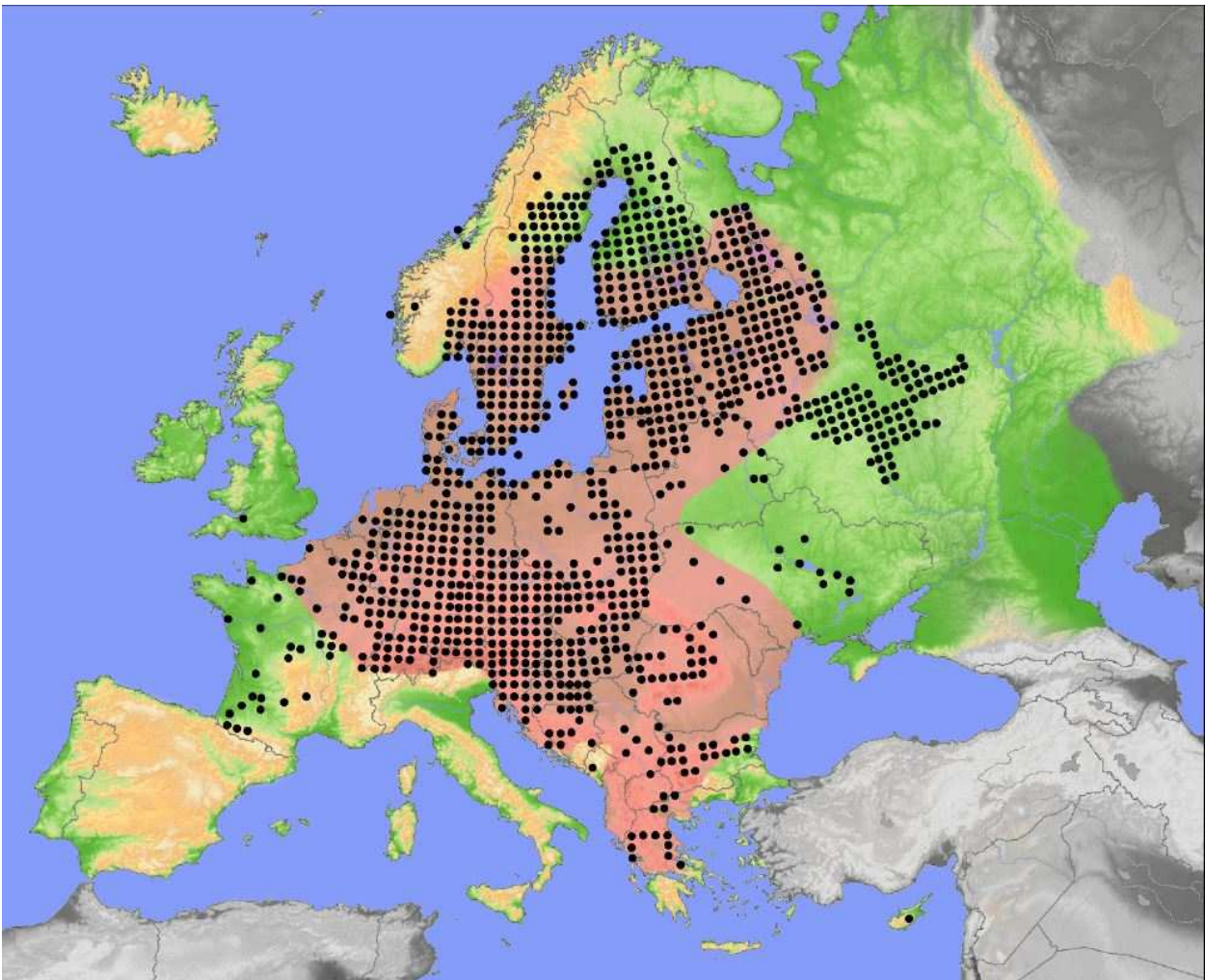
## 1.4 Verbreitung der Flusskebse in Europa

Eine Übersicht der Verbreitung der ICS wie der NICS in Europa gibt Souty-Grosset (2006) und Kouba *et al.* (2014). Nachfolgend werden nur die Arten dargestellt, die auch in Deutschland verbreitet sind.

### 1.4.1 Heimische Flusskrebsarten (ICS)

#### 1.4.1.1 *Astacus astacus* (Edelkrebs)

Die Verbreitung von *A. astacus* erstreckt sich von Südost- und Osteuropa über Mitteleuropa bis nach Skandinavien und das Baltikum (Souty-Grosset, 2006; Kouba *et al.*, 2014). *A. astacus* war als größter ICS für die Binnenfischerei über die letzten Jahrhunderte in vielen Ländern Europas von wirtschaftlicher Bedeutung (Hager, 1996). So beschreiben Füreder, Machino & Patzner (2009) detailliert die Bedeutung von Flusskrebsen (in vielen Fällen *A. astacus*) als Nahrungsmittel im Alpenraum. Daraus wird ersichtlich, wie individuenreich die Populationen (von *A. astacus*) gewesen sein müssen. Nach Wildfängen etablierte sich auch die Zucht und der Besatz von *A. astacus* (Hohenleiter, 1967; Haase, Heidecke & Klapperstück, 1989), weshalb heute davon auszugehen ist, dass das Verbreitungsbild stark anthropogen überprägt ist.

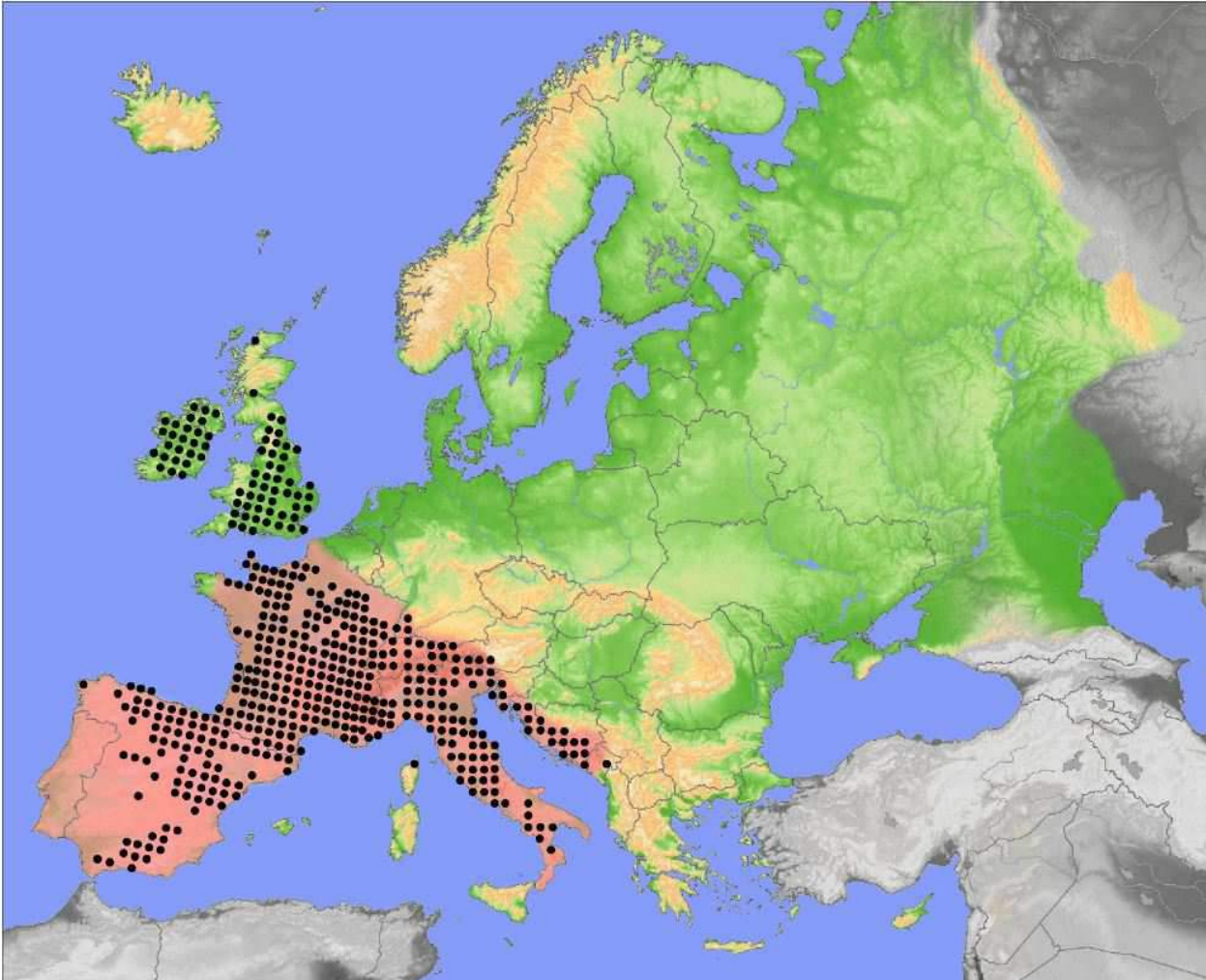


**Abbildung 1:** Verbreitung von *A. astacus* in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).



### 1.4.1.2 `Austropotamobius pallipes` - Artkomplex (Dohlenkrebs)

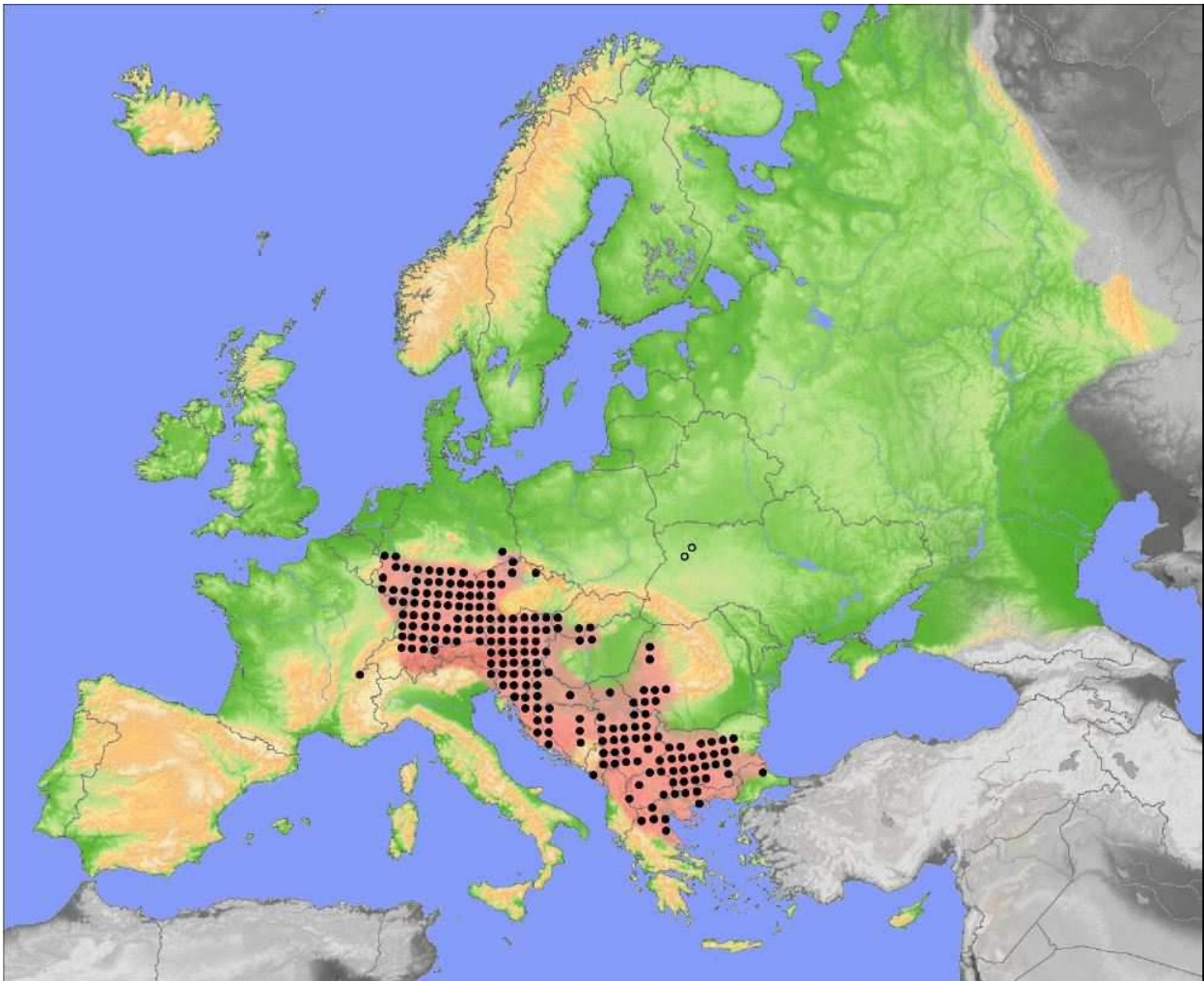
Die Verbreitung von *A. pallipes* erstreckt sich vom Balkan (Montenegro) nach Westen über Italien, den westlichen Alpenraum, Frankreich und Spanien (Souty-Grosset, 2006; Kouba *et al.*, 2014). Es wird diskutiert, ob die Vorkommen der Art in Großbritannien und Irland auf Besatz im Mittelalter mit Tieren aus Frankreich zurückgehen oder die Art natürlicherweise dort verbreitet ist (GRANDJEAN *et al.*, 1997; SANTUCCI *et al.*, 1997; Gouin *et al.*, 2001; Holdich *et al.*, 2009).



**Abbildung 2:** Verbreitung von *A. pallipes* in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

### 1.4.1.3 `Austropotamobius torrentium`- Artkomplex (Steinkrebs)

Die Verbreitung von *A. torrentium* erstreckt sich von Bulgarien und dem südwestlichen Rumänien über den Balkan und Österreich bis nach Süddeutschland (Souty-Grosset, 2006; Kouba *et al.*, 2014). *A. torrentium* ist somit diejenige der drei ICS in Deutschland, welche das kleinste natürliche Verbreitungsgebiet in Europa aufweist.

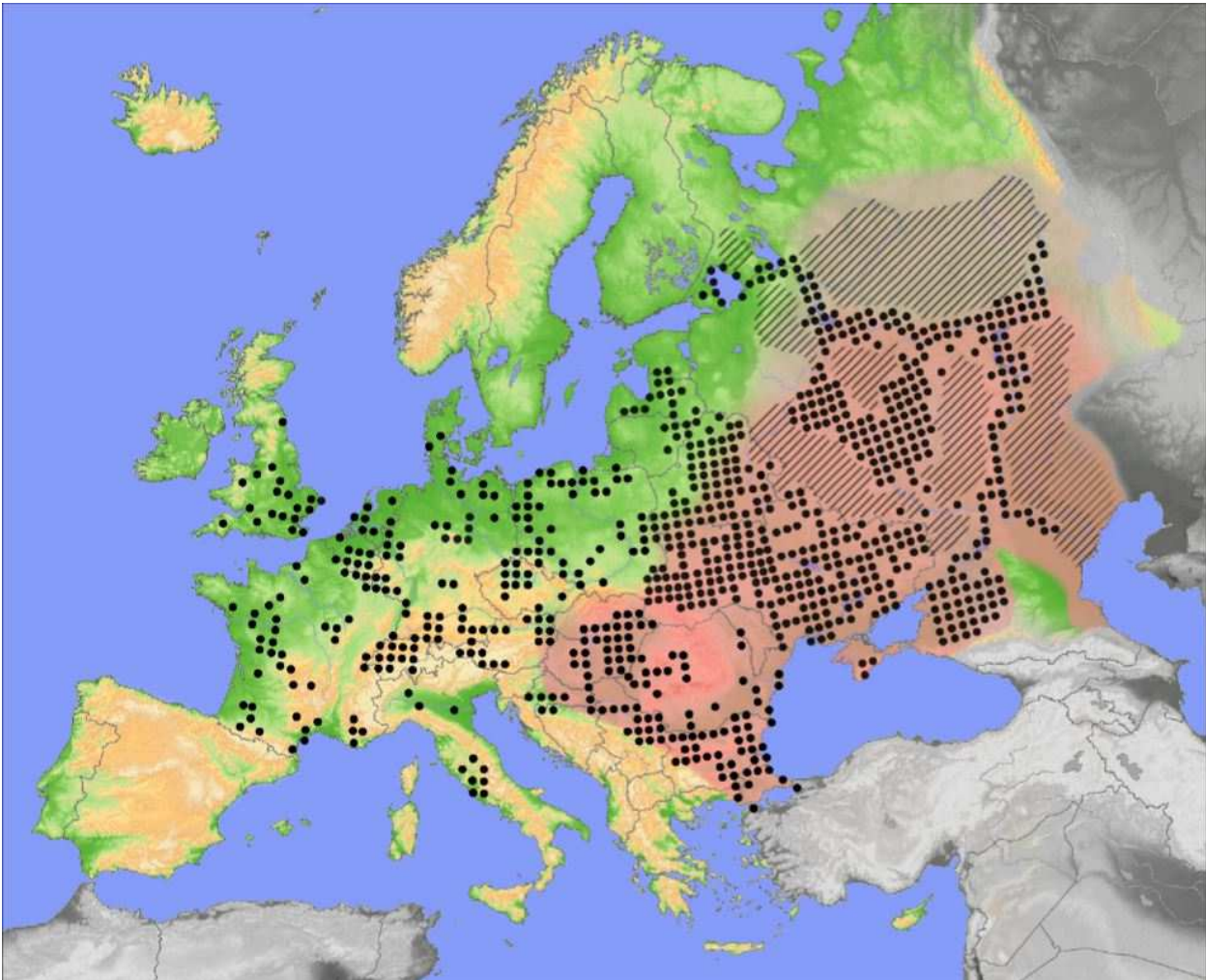


**Abbildung 3:** Verbreitung von *A. torrentium* in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

## 1.4.2 Invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (NICS)

### 1.4.2.1 `Pontastacus leptodactylus`- Artkomplex (Galizischer Sumpfkrebs)

*P. leptodactylus* ist eine osteuropäische Flusskrebsart mit Verbreitungsschwerpunkt im Ponto-Kaspischen Becken, die in Mitteleuropa natürlicherweise nicht verbreitet ist (Kouba *et al.*, 2014). In Deutschland wird sie deshalb als NICS betrachtet. In eine Vielzahl von europäischen Ländern wurde die Art durch den Menschen eingebracht. *P. leptodactylus* wurde nach 1860 als Ersatz für durch *A. astaci* verloren gegangene Bestände von *A. astacus* nach Westeuropa von Osteuropa aus eingeführt. Man ging fälschlicherweise davon aus, dass die Art immun gegenüber *A. astaci* sei (Holdich *et al.*, 2009). Heute sind Vorkommen von *P. leptodactylus* in den ursprünglich osteuropäischen Verbreitungsgebieten über Mitteleuropa bis nach Frankreich und Großbritannien bekannt (Souty-Grosset, 2006). Für Irland, Skandinavien, die Iberische Halbinsel sowie den südwestlichen Balkan sind keine Vorkommen bekannt (Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014).



**Abbildung 4:** Verbreitung von *P. leptodactylus* in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

### 1.4.2.2 *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs)

*P. leniusculus* ist eine nordamerikanische Flusskrebsart mit natürlicher Verbreitung im Nordwesten der Vereinigten Staaten von Amerika (USA) und im Südwesten von Kanada (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Eine Zusammenfassung unterschiedlicher Quellen zur Artbeschreibung, Biologie und Verhalten sowie zur Verbreitung in Nordamerika findet sich in U.S. Fish and Wildlife Service (2015c).

Erste Exemplare von *P. leniusculus* gelangten 1959 nach Europa (Schweden) und wurden 1960, wohl alle aus der Zuchtanlage in Simontorp (Akvatiska Avelslaboratorium), in mehrere schwedische Gewässer ausgebracht (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009). Hintergrund war ebenfalls die Suche nach einem Speisekrebs als Ersatz für die erheblich dezimierten Bestände von *A. astacus* (Souty-Grosset, 2006). Hager (2018) beschreibt ausführlich die Chronologie, wie nordamerikanische Flusskrebsarten (insbesondere *P. leniusculus*) in Schweden etabliert und von dort, aus vornehmlich wirtschaftlichen Gründen, gezielt nach Mitteleuropa verbracht wurden. Durch die Zucht von Beständen in Schweden gelangten auch Tiere von *P. leniusculus*, die nicht Reservoirwirt von *A. astaci* waren, nach Österreich und Bayern, so dass heute im Freiland noch *P. leniusculus* - Bestände ohne *A. astaci* (vgl. Kapitel 1.5.2.2) existieren (Bohl, 2019, mündliche Mitteilung).

*P. leniusculus* gilt heute als die am weitesten in Europa verbreitete NICS (Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Die Art kommt vom Baltikum über Skandinavien, Mitteleuropa und die britischen Inseln (außer Irland) bis über die Iberische Halbinsel vor. Bis auf wenige Vorkommen in Griechenland (Perdikaris *et al.*, 2017) fehlt die Art bisher in Südosteuropa sowie in Mittel- und Süditalien und den Inseln des Mittelmeers (Kouba *et al.*, 2014).

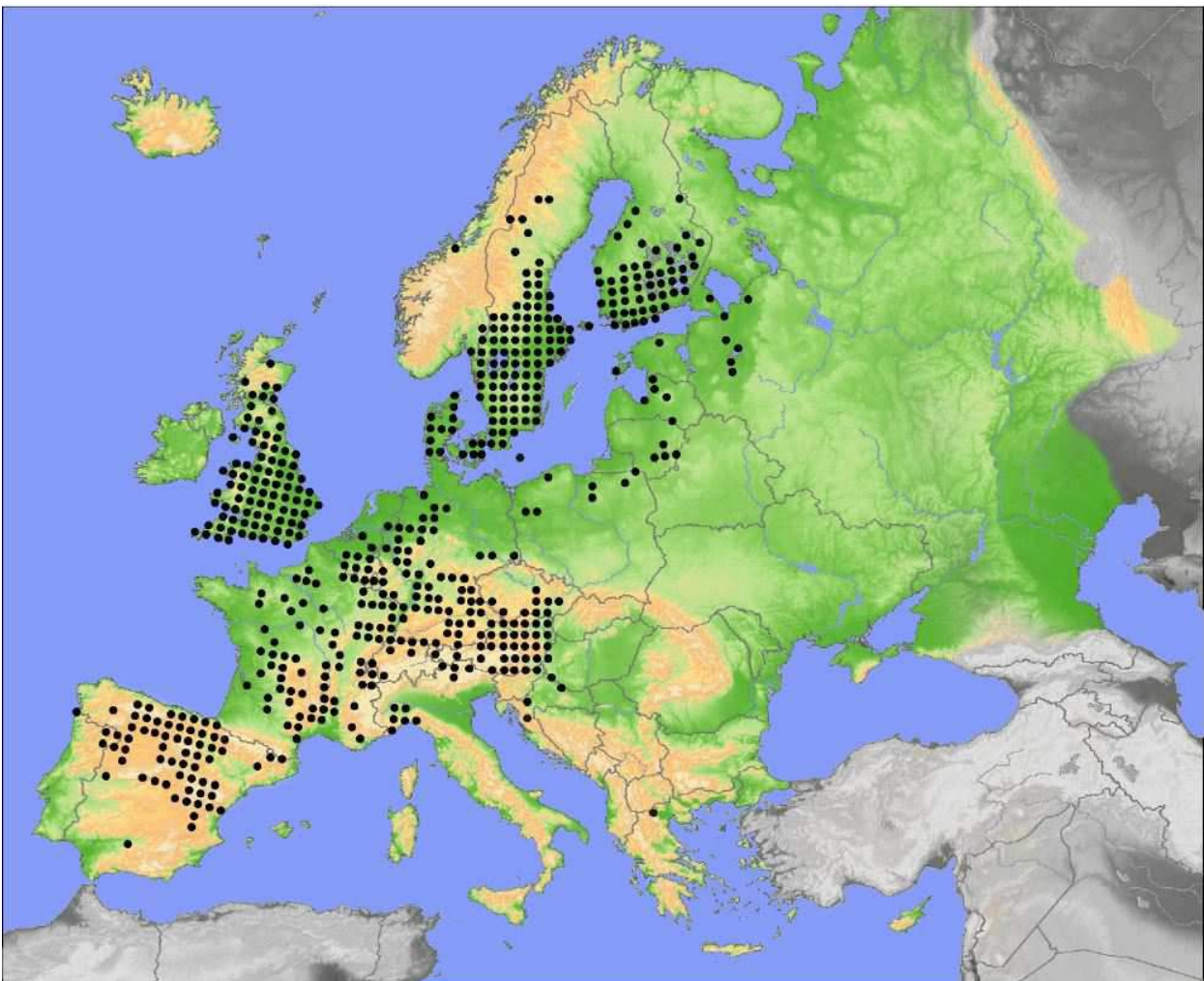


Abbildung 5: Verbreitung von *P. leniusculus* in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

### 1.4.2.3 *Faxonius limosus* (Kamberkrebs)

*F. limosus* ist eine nordamerikanische Flusskrebsart mit natürlicher Verbreitung im Nordosten der USA und im Südosten von Kanada (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Eine Zusammenfassung unterschiedlicher Quellen zur Artbeschreibung, Biologie und Verhalten sowie zur Verbreitung in Nordamerika findet sich in U.S. Fish and Wildlife Service (2015d).

Erste Exemplare von *F. limosus* gelangten bereits Ende des 19. Jahrhunderts nach Europa (Souty-Grosset, 2006). Zunächst wurde die Art 1890 nach Polen eingeführt, von wo sie 1895 in die Havel im Raum Potsdam gelangte (Souty-Grosset, 2006). Sie ist damit die nachweislich erste eingeschleppte NICS in Deutschland. Weitere Besatzmaßnahmen im heutigen Osten von Deutschland, in Polen und in angrenzenden Ländern folgten (Souty-Grosset, 2006). Durch die ebenfalls erfolgte natürliche Ausbreitung der Art, ausgehend von den Besatzgewässern, ist in Mitteleuropa bereits vor dem Ersten Weltkrieg von teils flächigen Beständen auszugehen (Souty-Grosset, 2006).

*F. limosus* ist heute nach *P. leniusculus* die am weitesten in Europa verbreitete NICS (Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Die Art kommt vom Baltikum in einem breiten Band über Mitteleuropa bis zu den Pyrenäen vor. Weitere Vorkommen finden sich in der Pannonischen Tiefebene. Einzelne Vorkommen sind aus Großbritannien, Italien und Korsika bekannt. In Südosteuropa, auf dem Balkan und der Iberischen Halbinsel sowie in Skandinavien ist die Art bisher nicht präsent (Kouba *et al.*, 2014).

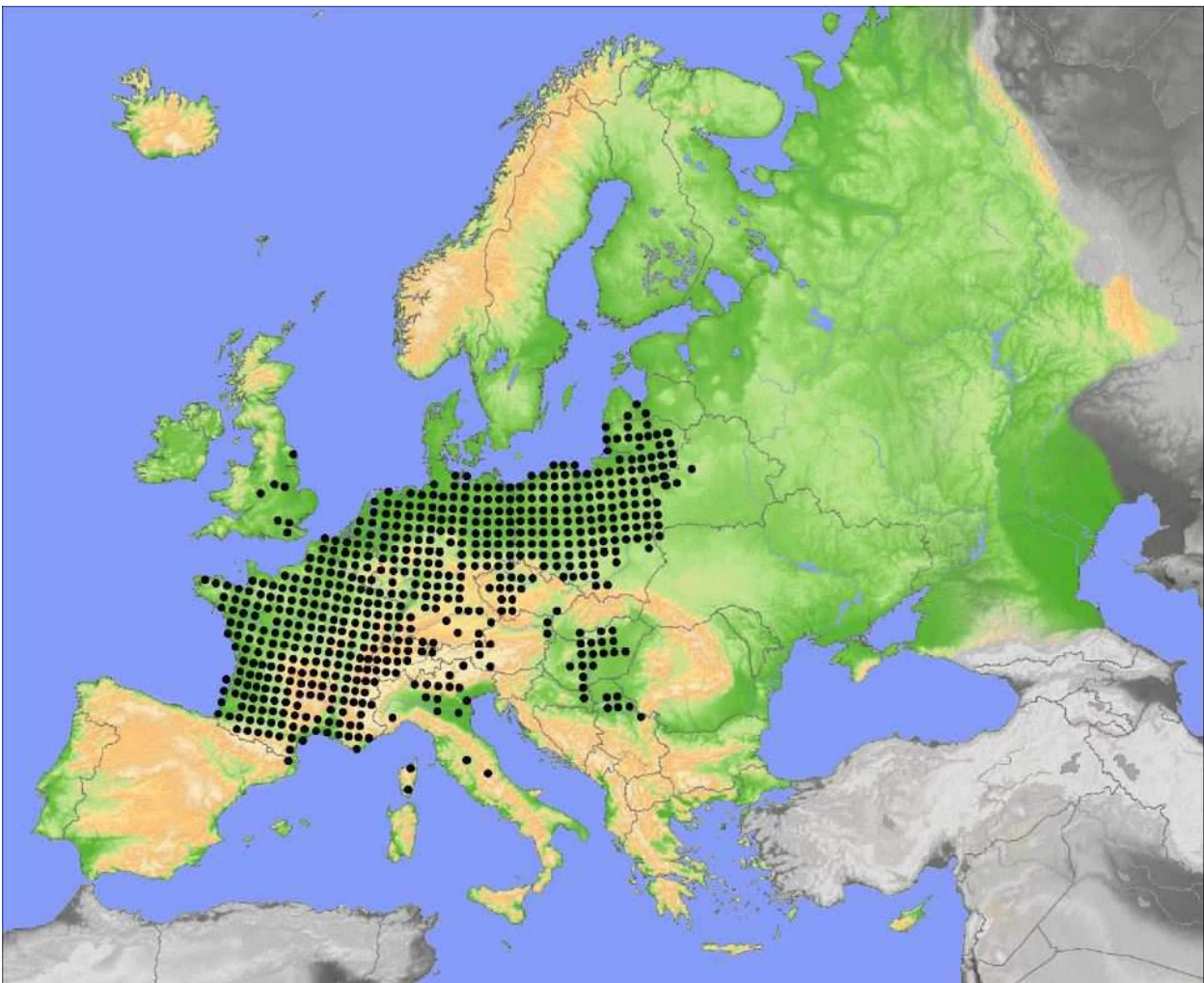


Abbildung 6: Verbreitung von *F. limosus* in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

#### 1.4.2.4 *Procambarus clarkii* (Roter Amerikanischer Sumpfkrebs)

*P. clarkii* ist eine mittel- und nordamerikanische Flusskrebsart mit natürlicher Verbreitung von Mexiko entlang der Tiefebene des Golf von Mexiko bis nach Florida in den USA. (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Die Art wird weltweit gehandelt und kommerziell genutzt, so dass sie wie keine andere NICS inzwischen auf vielen Kontinenten, wie Südamerika, Asien, Afrika und Europa, verbreitet ist (Souty-Grosset, 2006; Lodge *et al.*, 2012). Eine Zusammenfassung unterschiedlicher Quellen zur Artbeschreibung, Biologie und Verhalten sowie zur Verbreitung in Mexiko und Nordamerika findet sich in U.S. Fish and Wildlife Service (2015b).

Erste Exemplare von *P. clarkii* aus Louisiana (USA) gelangten 1973 auf legalem Weg nach Spanien (Souty-Grosset, 2006). Die Art erlangte in Spanien in kurzer Zeit eine kommerzielle Bedeutung, weshalb sie heute die häufigste Flusskrebsart auf der Iberischen Halbinsel ist (Souty-Grosset, 2006). Von dort gelangte sie nach Portugal, Frankreich, Italien und auf zahlreiche Mittelmeerinseln. Inzwischen ist die Art auch in Mitteleuropa, insbesondere in den Benelux, präsent (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009). Wann die Art zum ersten Mal in Deutschland etabliert wurde ist unklar (Chucholl, 2011). Möglicherweise gab es bereits erste Vorkommen in den 1970er Jahren im Süden von Deutschland (Chucholl, 2011). Aus Nordrhein-Westfalen sind erste Vorkommen von *P. clarkii* seit 1993 bekannt (Groß, Burk & Hill, 2008).

*P. clarkii* kommt heute in Europa von Deutschland bis nach Portugal vor. Verbreitungsschwerpunkte liegen auf der Iberischen Halbinsel, im Süden und Südwesten von Frankreich, in Mittel- und Norditalien sowie in den Benelux. Zudem sind einige Mittelmeerinseln von Zypern über Sizilien und Sardinien bis auf die Balearen besiedelt. Die Art kommt auch vereinzelt im Süden von Großbritannien vor. In Skandinavien, Ost- und Südosteuropa ist die Art bisher nicht präsent.

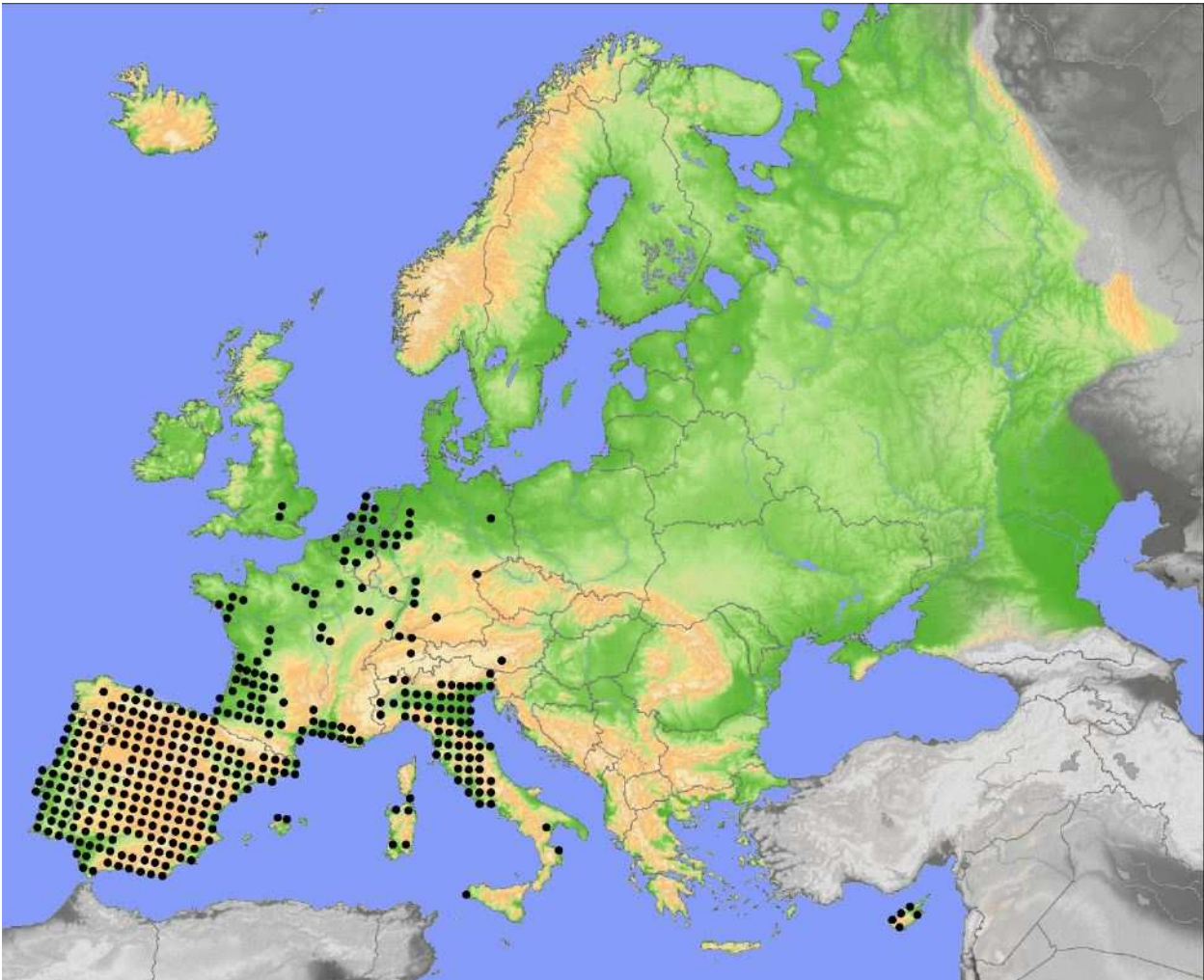


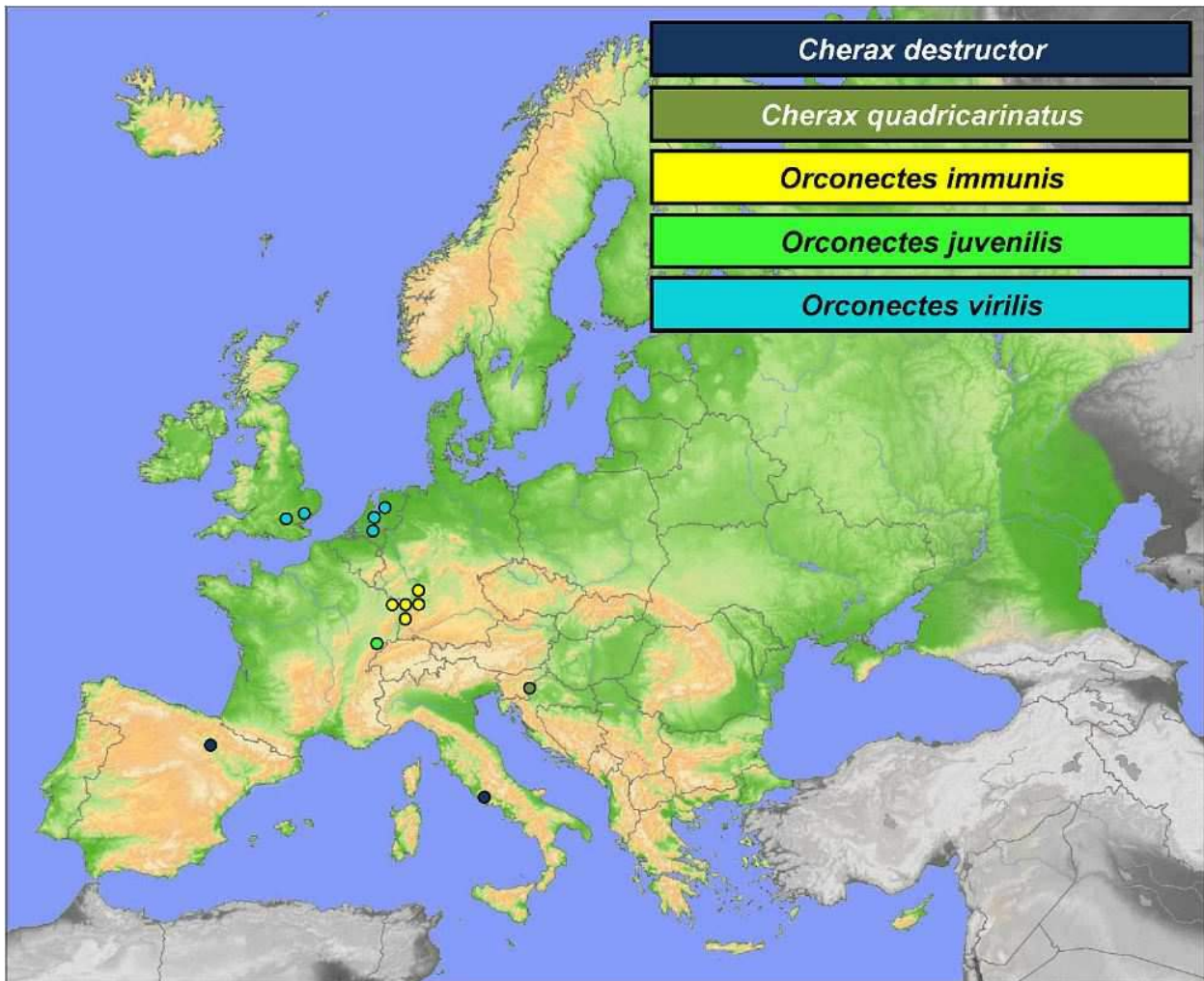
Abbildung 7: Verbreitung von *P. clarkii* in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

#### 1.4.2.5 *Faxonius immunis* (Kalikokrebs)

*F. immunis* ist eine nordamerikanische Flusskrebsart mit natürlicher Verbreitung rund um die Großen Seen im Nordosten der USA sowie im Südosten von Kanada (Souty-Grosset, 2006). Eine Zusammenfassung unterschiedlicher

Quellen zur Artbeschreibung, Biologie und Verhalten sowie zur Verbreitung in Nordamerika findet sich in U.S. Fish and Wildlife Service (2015a).

Die Art kommt außerhalb Nordamerikas bisher nur in Mitteleuropa vor (Kouba *et al.*, 2014).



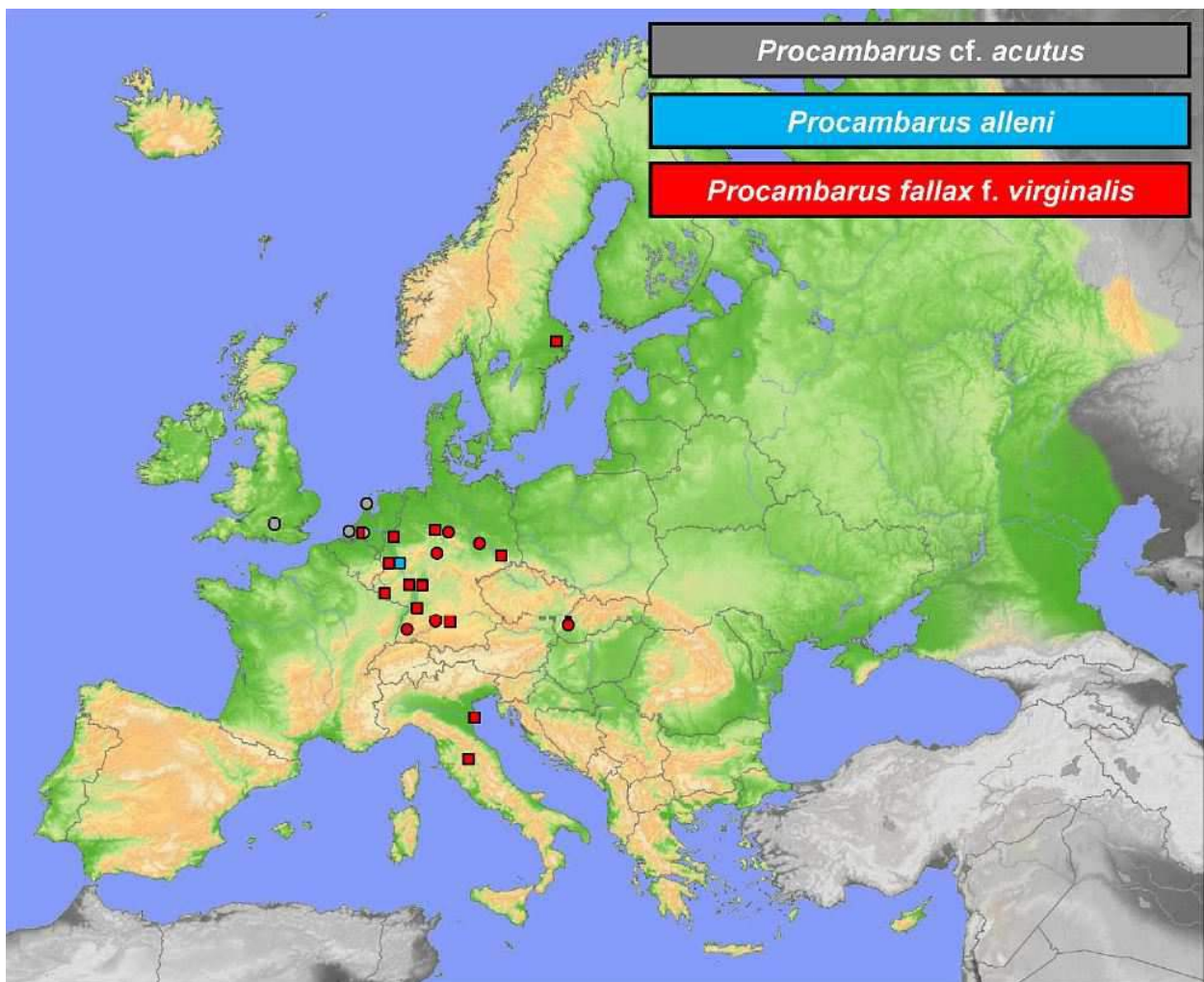
**Abbildung 8:** Verbreitung von *F. immunis* und weiterer NICS mit vereinzelt Nachweisen (vgl. Tabelle 1) in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).

### 1.4.2.6 *Procambarus virginalis* (Marmorkrebs)

*P. virginalis* nimmt eine Sonderstellung unter den NICS und den Flusskrebse an sich ein. Die Art ist vermutlich Mitte der 1990er Jahre durch Makromutation, möglicherweise aus der Art *Procambarus fallax* (HAGEN, 1870), in einem Aquarium entstanden (Scholtz *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2010; Lyko, 2017). Eine Vermehrung erfolgt ausschließlich durch Parthenogenese (Jungfernzeugung) (Scholtz *et al.*, 2003; Martin, Kohlmann & Scholtz, 2007). Es wurden bisher nur weibliche Tiere nachgewiesen (Chucholl, Morawetz & Groß, 2012). Für *P. virginalis* ist kein natürliches Verbreitungsgebiet beschrieben (Souty-Grosset, 2006; Martin *et al.*, 2010). Die Art wurde über den Aquarienhandel weltweit verbreitet (Lukhaup, 2001; Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014). Auf Grund ihres schnellen Wachstums und ihrer hohen Reproduktivität wird angenommen, dass die Art rasch beträchtliche Individuendichten in Aquarien annehmen und deshalb Tiere in natürliche Habitats durch Aquarianer eingebracht wurden (Lukhaup, 2001; Holdich *et al.*, 2009; Kouba *et al.*, 2014).

Der erste Nachweis von *P. virginalis* in Europa erfolgte 2003 in Deutschland in einem Baggersee bei Karlsruhe (Baden-Württemberg) (Marten, Werth & Marten, 2004). Danach erfolgten Nachweise aus den Niederlanden (Soes & van Eekelen, 2006), Italien (Nonnis Marzano, 2009) sowie mehrfach aus Deutschland (Chucholl *et al.*, 2012).

*P. virginalis* kommt vereinzelt in mehreren Ländern zwischen Schweden und Italien vor (Kouba *et al.*, 2014). Inzwischen gibt es auch Nachweise aus Kroatien (Maguire *et al.*, 2018). Die meisten Nachweise in Europa liegen bisher aus Deutschland vor (vgl. Kapitel 3.1.2.6).



**Abbildung 9:** Verbreitung von *P. virginalis* und weiterer NICS mit vereinzelt Nachweisen in Europa. Kreise stellen etablierte Population dar, Quadrate Einzelnachweise oder Populationen mit unklarem Status. Abbildung entnommen aus Kouba *et al.* (2014).



## 1.5 Schutzstatus und Gefährdungen der Flusskrebse in Deutschland

### 1.5.1 Schutzstatus und rechtliche Grundlagen

Die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity - CBD) oder das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist ein völkerrechtlicher Vertrag zwischen souveränen Staaten, der auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro beschlossen wurde. Darin haben sich alle Mitgliedsstaaten das Ziel gesetzt, ihre biologischen Vielfalt und damit auch die Bestände der ICS zu erhalten. Somit kann die CBD als grundlegender Schutzansatz für ICS gelten.

Untenstehende Tabelle zeigt den europäischen wie nationalen Schutzstatus der drei ICS in Deutschland auf.

**Tabelle 2:** Europäischer wie nationaler Schutzstatus der drei ICS in Deutschland. Für die Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie müssen Schutzgebiete im Natura 2000-Netz (Flora-Fauna-Habitat-Gebiete) ausgewiesen werden, um sie in einem günstigen Erhaltungszustand zu bringen bzw. zu erhalten (vgl. Art. 3 Abs. 1 FFH-Richtlinie). Der Anhang V der FFH-Richtlinie listet Tier- und Pflanzenarten, deren Nutzung Einschränkungen zu deren Schutz unterliegen können (vgl. Art. 14 und Art. 15 FFH-Richtlinie). Arten werden als prioritär (mit \* gekennzeichnet) eingestuft, wenn deren Bestände einen Verbreitungsschwerpunkt in Europa haben und diese europaweit besonders stark gefährdet sind. Für nach Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2005) besonders und streng geschützte Arten gelten nach §44 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) (Bundestag, 2009) Zugriffsverbote.

Art	Europarecht		nationales Recht
	FFH-Richtlinie		BArtSchV / BNatSchG
	Anhang II	Anhang V	
<i>A. astacus</i>		X	besonders / streng geschützt
<i>A. pallipes</i>	X	X	–
<i>A. torrentium</i>	X*	X	besonders geschützt

„Das vorrangige Ziel der FFH-Richtlinie ist die Bewahrung oder Wiederherstellung eines „günstigen Erhaltungszustandes“ der betreffenden Arten auf überregionaler Ebene. Für die Ermittlung des Erhaltungszustandes von FFH-Arten müssen im Rahmen des FFH-Monitorings (vgl. Art. 11 FFH-Richtlinie) vier Parameter fortlaufend überwacht werden: 1) Größe des Verbreitungsgebietes, 2) Bestandsgröße (Population), 3) Lebensraum (Habitat) und 4) Zukunftsaussichten (inkl. Beeinträchtigungen, Gefährdungen und langfristiger Überlebensfähigkeit).“ (Chucholl & Brinker, 2017)

Das aktuell gültige Bewertungsschema für Arten des Anhangs II und IV findet sich in PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH (2017). Die durch das FFH-Monitoring, für welches die einzelne Bundesländer zuständig sind, ermittelten Erhaltungszustände für die Lebensraumtypen (LRT) und Arten müssen alle 6 Jahre gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie in nationalen Berichten an die EU gemeldet werden (Berichtspflicht) (Rat der Europäischen Gemeinschaft, 1992).

**Tabelle 3:** Erhaltungszustand und Trend der ICS nach nationalem Bericht (Bundesamt für Naturschutz, 2013b) zur Berichtspflicht 2013 sowie die vorläufigen Bewertungen für 2019 (Ellwanger, 2019, schriftliche Mitteilung). Details zu den Vorgaben der EU zur Berichtspflicht 2013 finden sich in European Topic Centre on Biological Diversity (2011). Einteilung des Erhaltungszustandes: ■ = günstig, ■ = ungünstig-ungzureichend, ■ = ungünstig-schlecht. Einteilung des Trends: ■ = sich verbessernd, ■ = sich verschlechternd, ■ = stabil, ? = unbekannt. n.n. = keine Vorkommen.

Art	Berichtspflicht Jahr	Nordwestdeutsches Tiefland		Ost- und Süddeutschland		Alpen	
		EHZ	Trend	EHZ	Trend	EHZ	Trend
<i>A. astacus</i>	2013	-	-	-	-	n.n.	n.n.
<i>A. pallipes</i>		n.n.	n.n.	-	-	n.n.	n.n.
<i>A. torrentium</i>		n.n.	n.n.	-	-	-	?
<i>A. astacus</i>	2019	-	-	-	-	n.n.	n.n.
<i>A. pallipes</i>		n.n.	n.n.	-	-	n.n.	n.n.
<i>A. torrentium</i>		n.n.	n.n.	-	-	-	-

Alle ICS werden voraussichtlich auch im nationalen Bericht 2019 mit einem ungünstigen Erhaltungszustand und einen sich verschlechternden Trend eingestuft. Daraus lässt sich ableiten, welcher dringender Handlungsbedarf aus Sicht der FFH-Richtlinie zur Verbesserung der Erhaltungszustände der ICS besteht.

**Tabelle 4:** Übersicht des Gefährdungsstatus der ICS nach den Roten Listen (RL) der International Union for Conservation of Nature (ICUN), Deutschlands (D) und der Bundesländer (BL). Einteilung nach IUCN: NE = not evaluated, DD = data deficient, LC = least concern, NT = near threatened, VU = vulnerable, EN = endangered, CR = critically endangered, EW = extinct in the wild, EX = extinct. Einteilung RL D und BL: - = keine Einstufung nach RL,  $\diamond$  = nicht bewertet, D = Daten defizitär, \* = ungefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt, V = Arten der Vorwarnliste, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, 0 = ausgestorben oder verschollen. Abkürzungen Arten: A. a. = *A. astacus*, A. p. = *A. pallipes*, A. t. = *A. torrentium*. Abkürzungen: k.a. = keine Rote Liste für Flusskrebse, \* = Art nicht im Bundesland präsent. Zu den einzelnen Quellen der Roten Listen der BL siehe Anhang 1. Abkürzungen BL siehe Tabelle 7.

Art	RL ICUN	RL D	RL Bundesländer															
			BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	SL	ST	TH
<i>A. a.</i>	VU	1	k.A.	k.A.	2	1	k.A.		k.A.	2	k.A.	1	1	k.A.	k.A.	1	2	1
<i>A. p.</i>	EN	-	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>A. t.</i>	DD	2	k.A.	k.A.	2	2	k.A.		k.A.	*	k.A.	1	3	k.A.	k.A.	1	*	1

Die nationale Rote Liste, wie auch die nur zum Teil vorhandenen Roten Listen der Bundesländer, zeigen auf, wie massiv die ICS in Deutschland gefährdet sind. Die Einstufung von *A. torrentium* in Kategorie 3 (gefährdet) in Rheinland-Pfalz dürfte inzwischen auf Grund erheblicher Bestandsverluste nicht mehr gerechtfertigt sein, weshalb Schleich (2016) den Vorschlag macht, eine Einstufung in die Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) zu diskutieren.

Die ICS wie NICS unterliegen zudem den Regelungen des Fischereirechtes. Die Regelung der Binnenfischerei unterliegt den Bundesländern, was zur Ausgestaltung von Fischereigesetzen und zum Teil von Landesfischereiverordnungen auf Länderebene geführt hat. Da die Ausführungen zur Nutzung und Schonung von Flusskrebsen von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich geregelt sein können, werden hier exemplarisch die rechtlichen Regelungen aus Baden-Württemberg, dem Fischereigesetz Baden-Württemberg (FischG) und der Verordnung des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum zur Durchführung des Fischereigesetzes für Baden-Württemberg (LFischVO), vorgestellt (Landtag Baden-Württemberg, 1979; Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, 2010).

Die Nutzung von Krebsen fällt nach §3 Abs. 1 FischG unter das nicht beschränkte Fischereirecht. Die LFischVO regelt in §1 Abs. 1 die Schonzeiten und Mindestmaße für Baden-Württemberg. Für die Krebse wird das Mindestmaß gemäß §1 Abs. 3 LFischVO von der Spitze des Koppanzers bis zum Ende des Schwanzes, bei flach ausgelegtem Hinterleib, ermittelt. Weibchen von *A. astacus* sind von 1. Oktober bis 10. Juli geschont, Männchen von 1. Oktober bis 31. Dezember. Dabei gilt für beide Geschlechter ein Mindestmaß von 12 cm. *A. torrentium* ist von 1. Oktober bis 10. Juli geschont. Das Mindestmaß beträgt 8 cm. *A. pallipes* ist nach §1 Abs. 2 LFischVO ganzjährig geschont.

Um die Einbringung von NICS und *A. astaci* in Gewässer zu verhindern, hat Hessen inzwischen im Rahmen der Novellierung der Hessischen Fischereiverordnung die Nutzung von Zehnfußkrebsen als Angelköder verboten (vgl. §10 HFischV).

Seit 1. Januar 2015 ist die „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ (invasive alien species, IAS) (sog. IAS-Verordnung) in Kraft getreten. Dadurch soll der Umgang mit, vor allem aus naturschutzfachlicher Sicht problematischen IAS, europaweit einheitlich geregelt und die Grundlage für eine, wo möglich, effektive Abwehr und Bekämpfung geschaffen werden (DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 22.10.2014). Durch das Gesetz zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten (Bundestag, 08.09.2017) ist eine Umsetzung in nationales Recht durch Änderung des BNatSchG, Änderung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung und Änderung des Bundesjagdgesetzes erfolgt.

Bestandteil der IAS-Verordnung ist eine „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“ (sog. Unionsliste).

In dieser Liste sind auch fünf NICS aufgeführt (Europäische Union, 2017a; Nehring & Skowronek, 2017):

- *F. limosus*
- *F. virilis*
- *P. leniusculus*
- *P. clarkii*
- *P. virginalis*

Der Umgang mit den gelisteten Arten ist in einem dreistufigen, hierarchischen Ansatz definiert (Chucholl & Brinker, 2017). Dabei wird unterschieden in Arten, die (in den Mitgliedsstaaten) nicht etabliert sind bzw. sich in einer frühen Phase der Invasion befinden (in Deutschland *F. virilis*) und in Arten, die etabliert und weit verbreitet sind (alle anderen oben gelisteten NICS der Unionsliste). Zusammengefasst bedeuten die Regelungen der IAS-Verordnung für die gelisteten NICS (modifiziert nach Chucholl & Brinker (2017)):

## I. Prävention

- keine Einfuhr in die EU
- keine Haltung und Zucht, auch nicht unter Verschluss
- kein in Verkehr bringen
- keine Verwendung oder Tausch
- keine Freisetzung in die Natur

## II. Früherkennung und Sofortmaßnahmen

- Identifizierung von Ein- und Ausbringungspfaden (vgl. Rabitsch *et al.* (2018))
- Umweltüberwachungssystem zur Früherkennung
- i.d.R. Tilgungsverpflichtung in der frühen Phase einer Invasion (*F. virilis*)
- Erstellung nationaler Aktionspläne

## III. Management weitverbreiteter Arten der Unionsliste (andere NICS der Unionsliste)

- Umsetzung der nationalen Aktionspläne
- Beseitigung, Bestandskontrolle oder Eindämmung

Mit der IAS-Verordnung liegt nun ein Instrument vor, um auch außerhalb von (FFH-)Schutzgebieten Maßnahmen auf Basis einer Rechtsgrundlage gegen oben genannte NICS zu ergreifen. Für die Umsetzung der IAS-Verordnung sind in Deutschland die Bundesländer zuständig. Um die Einhaltung der Verordnung zu gewährleisten, können die Mitgliedsstaaten „bei Verstößen wirksame, verhältnismäßige und abschreckende Sanktionen verhängen“ (Verursacherprinzip, vgl. (33) IAS-Verordnung). Aufgrund der massiven Ausbreitung von *F. immunis* in Deutschland und Frankreich muss diskutiert werden, ob diese Art bei der geplanten Fortschreibung der Unionsliste mit aufgenommen werden kann (vgl. Kapitel 1.5.2.3).

## 1.5.2 wichtigste Gefährdungsursachen

„Gleichzeitig sind heimische Flusskrebse eine der am meisten gefährdeten Tiergruppen – eine Tatsache, die der Öffentlichkeit wenig bekannt ist. Die Bestände gehen seit mehreren Jahrzehnten kontinuierlich zurück.“ (Chucholl & Brinker, 2017)

Zwei Faktoren können in der Vergangenheit als Hauptgefährdungsursachen von ICS, nicht nur in Deutschland, ausgemacht werden: Die Veränderung und der Verlust der Lebensräume bis in die 1980er Jahre (Füreder, 2009; Holdich *et al.*, 2009) sowie die Verluste durch die Infektion mit *A. astaci* seit dem Auftreten epidemieartiger Ausbrüche Ende des 19. Jahrhunderts (Souty-Grosset, 2006). Heute sind die Hauptgefährdungsursachen die Einbringung und Einwanderung von NICS (Holdich *et al.*, 2009) in deren Lebensräume und damit einhergehend die Infektion mit *A. astaci* (Alderman, 1996; EDGERTON *et al.*, 2004).

Wie schlecht es um die ICS in Deutschland steht, zeigt ein Blick auf die Erhaltungszustände und Trends in Tabelle 3 sowie die Einstufungen nach den Roten Listen in Tabelle 4. Die nachfolgenden Kapitel sollen einen kurzen Überblick über die wichtigsten historischen wie aktuellen Gefährdungsursachen für Flusskrebse in Deutschland geben.

### 1.5.2.1 Lebensraumveränderung und -verlust, Gewässerverunreinigungen

Wie kaum ein anderer Lebensraum in Deutschland unterliegen (Fließ-)Gewässer erheblichen Nutzungsansprüchen durch den Menschen, die sich in Form von Laufveränderung, Ausbau, Aufstauung und stofflicher Belastung der Gewässer darstellen. Lediglich ca. 8 Prozent der deutschen Fließgewässer-Wasserkörper befinden sich nach den „Vorgaben der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)) in einem „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand bzw. haben ein gutes ökologisches Potenzial (Völker & Mohaupt, 2016). „Wenn Fließgewässer in Deutschland den „guten ökologischen Zustand“ nicht erreichen, liegt das meist an der unzureichenden Gewässerstruktur. Das bedeutet, dass naturnahe Lebensräume für die Tier- und Pflanzenwelt fehlen oder die Durchgängigkeit der Gewässer durch Querbauwerke unterbrochen ist. Ein weiterer Grund sind die hohen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft[...]“ (Völker & Mohaupt, 2016).

Die drei ICS in Deutschland stellen teils hohe Ansprüche an die Hydromorphologie, die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Gewässer und die Gewässergüte, die Ufer- und Sohlstruktur und die Ufervegetation (Chucholl & Brinker, 2017). Eine Zusammenfassung der Habitatansprüche der ICS finden sich z.B. in Souty-Grosset (2006) und in Schulz *et al.* (2009). So muss davon ausgegangen werden, dass eine Vielzahl von Beständen der ICS in Deutschland, insbesondere von *A. astacus* und *A. torrentium*, seit der zunehmenden Industrialisierung Deutschlands ab Mitte des 19. Jahrhunderts, auf Grund der Veränderungen ihrer Lebensräume, verloren gegangen sind (Füreder, 2009;

Holdich *et al.*, 2009). „Die heute noch existierenden Reliktorkommen von Edel- und Steinkrebs sind auffallend oft in weitgehend intakt gebliebenen Gewässern zu finden“ (Edelkrebssprojekt NRW, 2016).

Da die großflächigen negativen Veränderungen von (Fließ-)Gewässern heute auf Grund der rechtlichen Bestimmungen des Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG), der Wassergesetze der Länder, des BNatSchG, der WRRL und vieler anderer Normen nicht mehr wie in der Vergangenheit stattfinden, sind die Bestände heute vor allem durch nicht angepasste Gewässerunterhaltung und kleinräumige Eingriffe in Gewässer sowie durch stoffliche Belastung aus der Landwirtschaft, sei es durch diffuse Einträge oder durch Schadereignisse an punktuellen Eintragspfaden, gefährdet (Chucholl & Brinker, 2017). Als Beispiel seien hier die in jüngerer Zeit vermehrt auftretenden „Gülle-Unfälle“ oder Leckagen an Gärsubstratbehältern in Süddeutschland genannt, die nicht nur erhebliche Auswirkung auf die Fischfauna der betroffenen Gewässer hatten, sondern denen auch Populationen von *A. torrentium* zum Opfer fielen (Pfeiffer, 2014, 2015a).

### 1.5.2.2 *Aphanomyces astaci* (Krebspest)

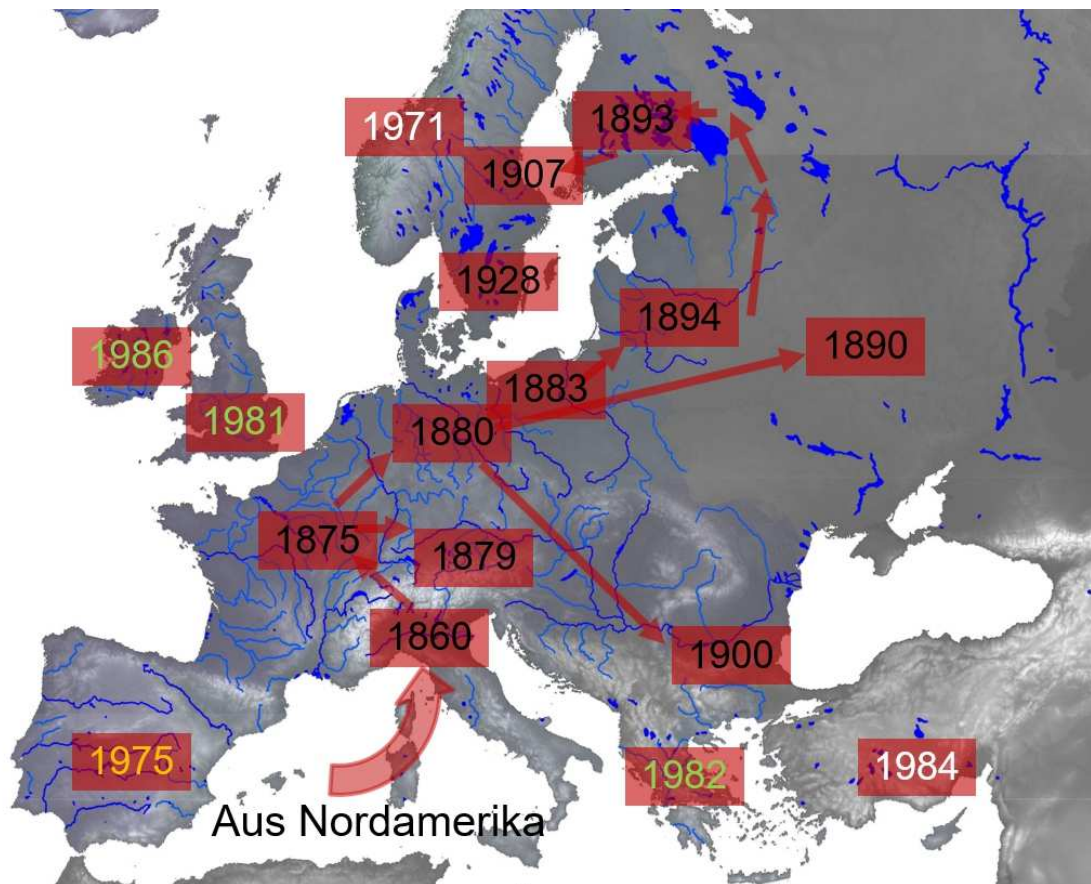
*A. astaci* wird in Lowe *et al.* (2000) in der Liste der 100 schlimmsten invasiven Arten aufgeführt und gilt als verheerendste Krankheit für Flusskrebse, die bis heute bekannt ist (Jussila *et al.*, 2015).

Bei *A. astaci* handelt es sich um einen *Omycetes* (Eipilz) mit ursprünglicher Verbreitung in Nordamerika, welcher näher mit den Algen als mit den Pilzen verwandt ist (Vrålstad, Johnsen & Taugbøl, 2011; Schrimpf & Schulz, 2013; OIE-World Organisation for Animal Health, 2018). Er lebt dort in einem Wirt-Parasit-Verhältnis mit nordamerikanischen Flusskrebarten, welche durch Co-Evolution Verteidigungsmechanismen entwickelt haben, womit sie i.d.R. vor einer Infektion geschützt sind (Unestam, 1969). Auch bei NICS kann es zur Erkrankung und zum letalen Ausfall kommen, wenn sie sich mit einer Genvariante von *A. astaci* angesteckt haben, an die sie nicht angepasst sind (Aydin *et al.*, 2014) oder wenn ihr Immunsystem durch Stress geschwächt ist (Söderhäll & Cerenius, 1992). Flusskrebarten aus Asien, Australien und Europa hingegen sind hochgradig anfällig gegenüber einer Infektion mit *A. astaci*, einhergehend mit hoher Mortalität (Longshaw, 2011; Vrålstad *et al.*, 2011; OIE-World Organisation for Animal Health, 2018). Es ist davon auszugehen, dass nordamerikanische Flusskrebarten latente Reservoirwirte von *A. astaci* sind (OIE-World Organisation for Animal Health, 2018). So wurde *A. astaci* bisher an sechs NICS im Freiland in Europa nachgewiesen (Svoboda *et al.*, 2017). Die Zoosporen von *A. astaci* können prinzipiell über kontaminiertes Wasser, feuchte Kleidung und Gerätschaften, Fische, Säugetiere und Vögel transportiert werden und dadurch in Gewässersysteme mit Beständen von ICS gelangen (Alderman, POLGLASE & FRAYLING, 1987; Oidtmann & Hoffmann, 1998). Die sicherste Nachweismethode für eine Infektion mit *A. astaci* ist die real-time polymerase chain reaction (RT-PCR) (VRÅLSTAD *et al.*, 2009). *A. astaci* kann auch mittels environmental deoxyribonucleic acid (eDNA) nachgewiesen werden, wobei die Methodik in der Praxis Einschränkungen unterliegt und eine Kombination mit anderen Nachweismethoden empfohlen wird (Strand *et al.*, 2011; Strand, 2013; Strand *et al.*, 2014; Wittwer *et al.*, 2018). eDNA-Analysen zum Nachweis von *A. astaci* in Gewässersystemen wurden z.B. in Hessen (Gimpel, 2014) und Baden-Württemberg (Pfeiffer, 2019a) durchgeführt. Eine Zusammenfassung aller relevanten Informationen zu *A. astaci* finden sich z.B. in Svoboda *et al.* (2017) und OIE-World Organisation for Animal Health (2018). Zum Umgang mit *A. astaci* in der Praxis siehe Kapitel 3.2.8.8.

Alderman (1996) rekonstruierte ausführlich die erste Ausbreitungswelle von *A. astaci* in Europa, der bis heute keine Flusskrebart als verursachender Wirt zugeordnet werden konnte. Die erste amerikanische Flusskrebart (*F. limosus*) wurde erst im Jahr 1890 (vgl. Kapitel 1.4.2.3) in Europa nachgewiesen. Diese Ausbreitungswelle soll nachfolgend skizziert werden, wobei sich die Ortsangaben auf die heutigen Grenzen der Staatsgrenzen beziehen.

Im Sommer 1859 wurde ein massives Sterben von ICS in der Lombardei (Italien) festgestellt. Von dort ausgehend wurden bis 1865 eine Vielzahl von Verlusten von ICS in Norditalien dokumentiert. Aufgrund der raschen, epidemieartigen Ausbreitung, und der Art und Weise wie die Bestände erloschen sind, geht man heute davon aus, dass trotz fehlender Beweise nur eine Infektion mit *A. astaci* in Zusammenhang gebracht werden kann. Es ist unklar, ob ein dokumentiertes Krebssterben 1864 in der Spree (Deutschland) zweifelsfrei einem Ausbruch von *A. astaci* zuzuordnen ist. 1874-1875 kam es zu einem Ausbruch im Nordosten von Frankreich und somit erstmals nördlich der Alpen. In Folge dessen breitete sich der Erreger der Krebspest ab 1877 entlang der großen Flüsse und deren Einzugsgebiete über Teile Frankreichs und dem angrenzenden Deutschland aus. 1880 kam es zu Infektion von ICS im Einzugsgebiet der Altmühl (Süddeutschland, Bayern), wie auch in Belgien und Luxemburg. Darauf folgend breitete sich die Krankheit donauabwärts nach Österreich und der Slowakei aus. Unabhängig von dem zuvor genannten zusammenhängenden Infektionsgebiet, brach die Seuche 1880 auch in Norddeutschland aus. In den Folgejahren verbreitete sich *A. astaci* über weite Teile Mitteleuropas, dem Alpenraum und bis nach Osteuropa über das Einzugsgebiet der Donau aus. Neue Infektionsherde wurden 1893 und 1894 in den baltischen Staaten entdeckt, zudem fand eine starke Ausbreitung gen Osten bis nach Russland statt. 1900 gab es erste Infektion in Finnland. Durch den Import infizierter Flusskrebse gelangte *A. astaci* 1907 auch nach Südschweden, wo sich die Seuche bis Ende der 1920er Jahre flächig ausbreitete und 1931 den schwedenweit produktivsten Bestand von *A. astacus* im See Erken ausrottete. Aufgrund des Ausbruchs des

Zweiten Weltkrieges liegen aus diesem Zeitraum nur wenige Dokumentationen über die weitere Ausbreitung von *A. astaci* in Europa vor. 1971 kam es zum ersten dokumentierten Ausbruch der Seuche in Norwegen, 1978 in Spanien, 1981 in England und 1984 in der Türkei. *A. astaci* wurde auch in Irland festgestellt, ohne den genauen Zeitpunkt der Einschleppung der Krankheit rekonstruieren zu können. Seit Ende der 1980er Jahre trat *A. astaci* quasi in allen europäischen Ländern auf, wobei es immer wieder zu erneuten Ausbrüchen der Seuche, die nicht unbedingt im Zusammenhang mit der jeweils ersten Infektionswelle standen, in einzelnen Ländern kam und bis heute kommt.



**Abbildung 10:** Ausbreitung von *A. astaci* in Europa aus Chucholl (2019) nach Angaben von Alderman (1996) und Souty-Grosset (2006). Schwarze Jahreszahlen = erste Infektionswelle ausgehend von Italien, grüne Jahreszahlen = spätere Ausbrüche nach Einführung von *P. leniusculus*, orange Jahreszahl = Ausbrüche nach der Einführung von *P. clarkii* und *P. leniusculus*, weiße Jahreszahlen = Ausbrüche ohne Erkenntnisse über Vektoren.

Heutzutage steht die Infektion von Beständen der ICS mit *A. astaci* in Europa meist im Zusammenhang mit der Einbringung oder der Einwanderung von NICS (Holdich *et al.*, 2009). Nicht immer sind die Vektoren beim Ausbruch der Seuche bekannt bzw. können sicher rekonstruiert werden. Aktuelles Beispiel aus Deutschland ist die Infektion eines bedeutenden Bestandes von *A. astacus* 2018 im rund 70 ha großen Möwensee, eines bei Tauchern sehr beliebten Gewässers, bei Nordhausen (Thüringen). Die Freizeitnutzung des Sees wurde daraufhin durch die zuständige Behörde mit einer Allgemeinverfügung stark eingeschränkt, um eine weitere Verbreitung der Seuche zu vermeiden (Landkreis Nordhausen, 2018). Unklar ist, wie *A. astaci* in das Gewässer gelangen konnte, da bisher keine NICS im Möwensee nachgewiesen werden konnte (Kleemann, 2019, mündliche Mitteilung).

In den letzten Jahren war *A. astaci* Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen, die zu neuen wichtigen Erkenntnissen geführt haben:

Bis heute sind fünf Genotypen von *A. astaci* bekannt, die unterschiedlichen Wirten zugewiesen werden können und unterschiedlich stark virulent sind (Grandjean *et al.*, 2014; Keller *et al.*, 2014).

Analysen an verschiedenen koexistierenden Populationen von *A. astacus* und *F. limosus* in Europa haben gezeigt, dass es nicht infizierte Bestände von NICS gibt (Schrimpf *et al.*, 2013). Dies kann auch für die Koexistenz von *A. astacus* und *A. torrentium* mit *P. leniusculus* (Bohl, 2019, mündliche Mitteilung) und anderen langjährig bekannten Koexistenzen von ICS und NICS (PÖCKL & Pekny, 2002) angenommen werden. Zudem sind auch Vorkommen von Beständen der NICS ohne Koexistenz mit ICS bekannt, die mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht infiziert sind, wie z.B. ein inzwischen beseitigter Bestand von *F. limosus* in einem kleinen Stillgewässer im Hohenlohekreis (Baden-Württemberg) (Pfeiffer, 2017a). Allerdings haben Untersuchungen an Beständen von *P. leniusculus* im Hohenlohekreis gezeigt, dass Invasionsfronten der Art in Fließgewässern keine Infektion mit *A. astaci* aufweisen können, während

weiter stromabwärts die etablierten Beständen von *P. leniusculus* nachweislich infiziert sind (Pfeiffer, 2017a, 2018b). Es ist somit nur eine Frage der Zeit, bis *A. astaci* durch stromaufwärtswandernde infizierte Tiere von *P. leniusculus* in die dort vorhandenen Bestände von *A. torrentium* gelangt und es zu einem Ausbruch der Seuche kommen wird.

Das Bestände von ICS trotz der Infektion mit *A. astaci* nicht an der Erkrankung sterben, konnte mittlerweile an mehreren europäischer Flusskrebsarten nachgewiesen werden (z.B. an *A. astacus* in Finnland (Viljamaa-Dirks *et al.*, 2011; Jussila *et al.*, 2017), an *P. leniusculus* im Donaudelta in Rumänien (Pârvulescu *et al.*, 2012; Schrimpf *et al.*, 2012) und der Türkei (Svoboda *et al.*, 2012), an *A. torrentium* in Slowenien (Kusar *et al.*, 2013) und an *A. pallipes* in Spanien (Martín-Torrijos *et al.*, 2017)). Eine chronische Infektion mit *A. astaci* durch historische Ausbrüche der Seuche im 19. Jahrhundert steht bei den meisten Populationen in Diskussion und wurde teilweise durch genetische Untersuchungen nachgewiesen (Schrimpf *et al.*, 2012; Jussila *et al.*, 2017; Panteleit *et al.*, 2018).

Bisher wurde davon ausgegangen, dass *A. astaci* nur Flusskrebsarten infizieren kann. Inzwischen ist durch Untersuchungen an Exemplaren von *Eriocheir sinensis* (Chinesische Wollhandkrabbe, MILNE EDWARDS, 1853) aus dem Rhein und *Potamon potamios* (OLIVIER, 1804) bekannt, dass auch *Brachyura* (Krabben) infiziert werden können (Schrimpf, 2014; Svoboda *et al.*, 2014). Da bisher kein Massensterben von *E. sinensis* im Rhein beobachtet wurde, ist davon auszugehen, dass die Art resistent gegen eine Infektion mit *A. astaci* ist. *E. sinensis*, deren ursprüngliches Verbreitungsgebiet in Ostchina liegt, breitet sich als invasive gebietsfremde Art vor allem in Nordamerika und Europa rasch aus und ist auf der Unionsliste für invasive Arten geführt (Nehring & Skowronek, 2017). *E. sinensis* breitet sich in Deutschland vom Norden her kommend entlang der großen Flüsse aus, wobei die Art insbesondere in der Elbe und im Rhein schon sehr weit nach Süden vorgedrungen ist (Nehring & Skowronek, 2017). So besteht zumindest potenziell die Gefahr einer Einschleppung von *A. astaci* durch die Ausbreitung von *E. sinensis* in Gewässern mit Beständen von *A. astacus* (Schrimpf, 2014). Da *E. sinensis* in China als Delikatesse gilt und dort die Bestände auf Grund von Gewässerverschmutzungen stark zurückgegangen sind, werden Exemplare aus deutschen Flüssen (vor allem aus der Elbe) inzwischen lebend nach China exportiert. Dabei besteht zumindest potenziell die Gefahr, dass die Art dort ins Freiland gelangt und wiederum heimische Flusskrebsbestände mit *A. astaci* infiziert (Schrimpf, 2019a, schriftliche Mitteilung).

### 1.5.2.3 Non-indigenous crayfish species (NICS – invasive, gebietsfremde Flusskrebse)

NICS stellen in zweierlei Hinsicht eine Gefahr für die Bestände der ICS dar: Zunächst ist die interspezifische Konkurrenz zwischen ICS und NICS im selben Lebensraum zu nennen (Souty-Grosset, 2006). Dabei haben die NICS folgende maßgeblichen Vorteile gegenüber den ICS (Souty-Grosset, 2006; Holdich *et al.*, 2009):

- Geringere Ansprüche an das Habitat wie auch an die Wasserqualität,
- höhere Reproduktionsraten,
- höhere Aggressivität.

Somit kommt es bei der Interaktion von ICS und NICS stets zu einer Verdrängung der heimischen Art (Söderbäck, 1991; Souty-Grosset, 2006). Dieser Prozess kann sich über längere Zeit hinziehen, so dass durchaus ICS und NICS syntop vorkommen können (bei der Absenz von *A. astaci*) und solche Mischpopulationen (vgl. Kapitel 1.5.2.2) bekannt sind (Souty-Grosset, 2006).

Zur Etablierung von NICS in unseren Gewässern sind folgende maßgeblichen Gründe und Vektoren zu nennen:

- Einführung, Zucht und Etablierung von NICS, insbesondere von *F. limosus*, *P. leniusculus* und *P. clarkii* als „Ersatz“ für den Verlust von *A. astacus* durch *A. astaci* (vgl. Kapitel der Verbreitung der genannten Arten unter 1.4.2) (Gherardi & Holdich, 1999; Peay, 2009).
- Verkauf und Besatz von NICS auf Grund „fataler Verwechslung“ bzw. falscher Art-Zuordnung als ICS (Bsp. *P. leniusculus* als vermeintlicher *A. astacus*) (Chucholl & Brinker, 2017).
- Verkauf und Verbreitung von NICS (insbesondere neue Arten) über den Aquarien- und Teichhandel -> Bsp. adulte Tiere werden im Aquarium zu groß -> illegale Ausbringung der Tiere im Freiland (Pekny, 2007; Chucholl, 2014; Papavaslopoulou *et al.*, 2014; Peay, 2009).

Besonders problematisch ist, neben der Einbringung von NICS in die Lebensräume der ICS durch den Menschen, die Tatsache, dass sich NICS aktiv neue Gewässerlebensräume erschließen. Starke Ausbreitungstendenzen durch Wanderbewegung in den Gewässern, wie auch über Land (und damit ein Erreichen von isoliert liegenden Gewässern), zeigen insbesondere die Arten *P. leniusculus* (Weinländer & Füreder, 2009; Pfeiffer, 2018b), *F. limosus* (PUKY & SCHÁD, 2006), *F. immunis* (Gelmar *et al.*, 2006) und *P. clarkii* (Cruz & Rebelo, 2007).

Chucholl (2016) zeigte durch Berechnungen mit nischenbasierten Artverbreitungsmodellen und der Analyse von interspezifischen Lebensraumüberschneidung, welche Gefährdungen durch NICS auf ICS ausgehen.

So stellt *P. leniusculus* in Deutschland mit Abstand die größte Gefahr für die Bestände der ICS dar (Chucholl, 2016). Er zeigt eine breite Ökologische Nische (Weinländer & Füreder, 2012) und besiedelt, im Gegensatz zu den anderen NICS in Deutschland, unter anderem eine Vielzahl von mittleren und kleinen Fließgewässern mit ausgeprägter bis starker Strömung in den Mittelgebirgen, bei gleichzeitig hoher Ausbreitungstendenz (Chucholl, 2016). Dadurch sind insbesondere die Bestände von *A. pallipes* und *A. torrentium*, die in Deutschland größtenteils in diesen Lebensräumen vorkommen (vgl. Kapitel 3.1.1.2 und 3.1.1.3), durch die Ausbreitung von *P. leniusculus* gefährdet.

*F. limosus* ist die am weitesten verbreitete NICS in Deutschland (vgl. Kapitel 3.1.2.3). Nachdem eine Vielzahl von Beständen von *A. astacus* der ersten Welle der Krebspest zum Opfer gefallen sind (vgl. Kapitel 1.5.2.2), erfolgten weitere Verluste von Beständen der Art in großen Teilen seines ehemaligen Verbreitungsgebietes in Deutschland (große Flüsse und Norddeutsche Tiefebene), aufgrund von Besatz mit *F. limosus* durch den Menschen und die darauffolgende natürliche Ausbreitung von *F. limosus*. Es besteht weiterhin die Gefahr, dass *F. limosus* in die verbliebenen Stillgewässer und Fließgewässern mit Beständen von *A. astacus* eingebracht wird oder es zu einer Einschleppung von *A. astaci*, aus im räumlichen Umfeld liegenden Beständen von *F. limosus*, kommt. Zudem stehen die zahlreichen Fließ- und Stillgewässer mit Beständen von *F. limosus* für eine Wiederansiedlung von *A. astacus* nicht mehr zur Verfügung.

*F. immunis*, der sich stark entlang des Rheintals ausbreitet, scheint aktuell keine Gefahr für die ICS darzustellen, da *A. astacus* hier bereits in der Vergangenheit von *F. limosus* verdrängt wurde und *F. immunis* die angrenzenden Mittelgebirgsregionen vermutlich nicht aktiv besiedelt (Gelmar *et al.*, 2006).

*P. clarkii* und *P. virginialis* kommen bisher nur vereinzelt und lokal in Deutschland vor (vgl. Kapitel 3.1.1.1 und 3.1.2.6), stellen aber auf Grund ihrer Ausbreitung über Land (*P. clarkii*) und den raschen Aufbau individuenstarker Bestände (*P. virginialis*) potenzielle Gefahren für im Umfeld liegende (Still-)Gewässer mit Beständen von ICS dar.

Interspezifische Konkurrenz tritt in Deutschland inzwischen auch bei NICS auf. Im Bereich des Oberrhein konkurrieren *F. limosus* und *F. immunis* in denselben Gewässern, wobei nach bisherigen Erkenntnissen *F. immunis* die überlegene Art ist (Gelmar *et al.*, 2006; Martens, 2015).

Neben der Konkurrenz stellt die Einschleppung der Krebspest durch die NICS die zweite große Gefahr für die ICS dar (vgl. Kapitel 1.5.2.2).

Abschließend sei hier erwähnt, dass NICS, insbesondere wenn sie in entsprechende Individuendichten vorkommen, erhebliche negative Auswirkungen auf Gewässerökosysteme haben. So sind die negativen Auswirkungen von NICS u.a. auf Großmuscheln (Machida & Akiyama, 2013; Pfeiffer, 2015b), Libellen (Ott, 2018), Fische (Reynolds, 2011), Amphibien (Renai & Gherardi, 2004; J. Cruz, Rebelo & G. Crespo, 2006; Ott, 2016) und submerse Vegetation (NYSTROM & STRAND, 1996; Martens, 2015) bekannt.

## 2. Methodik

Grundlage der Arbeit ist eine bundesweite Recherche, von November 2018 bis März 2019, zur Verbreitung aller rezenter ICS wie NICS sowie zu erfolgten Schutzmaßnahmen. Die Recherche wurde durch eine entsprechende Information der Fischereireferenten der Bundesländer, im Rahmen des Deutschen Fischereitages 2018, durch den Leiter der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Dr. Alexander Brinker sowie durch ein entsprechendes Anschreiben (vgl. Anhang 2) der Leiterin der Referats Naturschutz und Landschaftspflege im Regierungspräsidiums Stuttgart, Ulrike Möck, unterstützt.

Zunächst wurde, in der Regel vorab telefonisch, Kontakt mit den oberen Fischereibehörden in den zuständigen Ministerien der Länder aufgenommen und das Anliegen der Recherche erläutert. Danach erfolgte im „Schneeballprinzip“ die Kontaktaufnahme zu Institutionen und Ansprechpartnern auf Länderebene. Hierbei wurde ebenfalls zunächst telefonisch Kontakt aufgenommen. In einigen Bundesländern waren dem Verfasser bereits Akteure bekannt, wie z.B. in Nordrhein-Westfalen durch das Edelkrebsprojekt NRW.

Nach der erstmaligen telefonischen Kontaktaufnahme wurde den Ansprechpartnern eine E-Mail mit Anschreiben, einem Fragebogen (vgl. Anhang 3) sowie einem Satz Verbreitungskarten der Flusskrebsarten im jeweiligen Bundesland (vgl. Anhang 4) im PDF-Format übersandt.

Im Anschreiben wurde der Anlass der Recherche geschildert sowie die berufliche Tätigkeit des Verfassers im Bereich des Flusskrebssschutzes dargestellt. Der Fragebogen gliederte sich nach Benennung von weiteren Ansprechpartnern, Validierung der Verbreitungskarten bzw. Übermittlung von Verbreitungsdaten sowie Nennung von Schutzmaßnahmen. Aufgrund der Erhebung von personenbezogenen Daten wurde eine entsprechende Datenschutzerklärung beigelegt.

Um ein möglichst aktuelles Bild der Verbreitung der Arten darstellen zu können, wurde nur um Berücksichtigung, insbesondere bezüglich der ICS, von Nachweisen seit 2007 bei der Validierung gebeten. Hintergrund dieses Zeitraumes sind die Berichtspflichtzeiträume der EU für Natura 2000 (vgl. Kapitel 1.5.1). Ein weiterer Grund für den gewählten Zeitraum sind die erheblichen Verluste der Bestände von ICS in den letzten Jahrzehnten durch eine teils massive Ausbreitung invasiver NICS wie *P. leniusculus* und *F. limosus* und der damit einhergehenden Verbreitung von *A. astaci* (vgl. Kapitel 1.5.2.3).

Für alle Bundesländer wurden vor der Recherche Verbreitungskarten für alle Flusskrebsarten mit bekannten Vorkommen in den Ländern in ArcGIS 10.3.1 erstellt.

Folgende Datengrundlagen über die Verbreitung der Flusskrebse in Deutschland wurden für die Karten verwendet:

- Meldung der Länder zur Verbreitung der drei ICS *A. astacus*, *A. pallipes* und *A. torrentium* im Jahr 2018 an das Bundesamt für Naturschutz (BfN) im Rahmen der Erstellung der FFH-Berichtspflicht 2019. Darstellung der Verbreitung der Arten auf Basis des Universal Transverse Mercator (UTM) - Gitters mit 10 auf 10 Kilometer-Raster (Darstellung im europaweiten Bezugssystem ETRS89 mit der Abbildung UTM). Die Daten wurden freundlicherweise durch das BfN mit der Kennzeichnung „Entwurf“, noch vor der Veröffentlichung des nationalen Berichtes 2019 gemäß FFH-Richtlinie, für die Arbeit zur Verfügung gestellt.
- Für die Verbreitung der invasiven NICS *P. leniusculus*, *F. limosus*, *P.* sowie *P. virginalis*, die nach der „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ (IAS-Verordnung) speziellen Regelungen unterliegen, wurden die Daten aus Nehring & Skowronek (2017) herangezogen. Diese berücksichtigen unter anderem ältere Darstellungen zur Verbreitung von NICS wie z.B. in Chucholl *et al.* (2015). Die jeweiligen Verbreitungskarten wurden mit einem Snipping-Tool aus der Bildschirmansicht der PDF-Datei entnommen und ins JPG-Format umgewandelt. Die Bilddateien wurden anschließend im ArcGIS georeferenziert und in einen bundesweiten Geodatensatz mit Darstellung im Raster der Digitalen Topographischen Karten 1:25.000 (DTK25), durch Auswahl der belegten Rasterfelder per Hand überführt. Um eine einheitliche Darstellung aller Flusskrebsarten zu gewährleisten, wurde im nächsten Schritt eine Transformation der Daten ins UTM-Gitter (Bezugssystem ETRS89 mit Abbildung UTM) vorgenommen. Dabei wurden zunächst durch eine lagebezogene Auswahl alle UTM-Rasterfelder selektiert, die von belegten DTK25-Kacheln überdeckt wurden. Die dabei entstehende Unschärfe (es können pro DTK25-Raster bis zu vier UTM-Raster selektiert werden) wurde anschließend durch visuelle Kontrolle wieder präzisiert. Nur flächig gering betroffene UTM-Rasterzellen wurden aus der Selektion ausgeschlossen. Die verbliebene Unschärfe wurde in Kauf genommen, da das Ziel eine Validierung auf konkreten Verbreitungsdaten durch die Bundesländer und somit eine reale Belegung von UTM-Rasterzellen war. Zudem befinden sich die Bestände invasiver NICS, insbesondere von *P. leniusculus* und *F. limosus* in Fließgewässern, in starker Ausbreitung (siehe Kapitel 1.5.2.3).



- Für die Verbreitung der invasiven NICS *P. leptodactylus* und *F. immunis*, welche von der IAS-Verordnung nicht berücksichtigt werden, wurden die Daten aus Chucholl *et al.* (2015) verwendet. Diese Daten basieren ebenfalls auf einer DTK25-Darstellung und wurden, wie im Absatz zuvor beschrieben, ins UTM-Gitter überführt.

Für die Kartendarstellung wurden folgende weitere Daten verwendet:

- UTM-Gitter 10x10 Kilometer mit entsprechender Referenzrasterdarstellung
- Verwaltungsgrenzen der Bundesländer
- Kartenhintergrund: TopoPlusOpen (TPO) des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG) in der jeweiligen automatisierten Maßstabstufe (je nach Kartenausdehnung und Bezugsmaßstab unterschiedlich detaillierte Darstellung)

Die Darstellung erfolgte nicht wie bisher üblich in DTK25-Raster, sondern auf Grund der bundesweiten Umstellung auf das europaweite Bezugssystem ETRS89 durch Darstellung des UTM-Rasters. Dies stellt den zukünftigen Standard dar und dient bereits als Grundlage bei der Darstellung der bundesweiten Verbreitungskarten für die FFH-Berichtspflicht 2019 des BfN. Für jede Flusskrebsart wurde eine andere Darstellung der punktförmigen Signatur in dem jeweils belegten UTM-Rasterfeld verwendet, um die Kartensätze möglichst übersichtlich zu gestalten (vgl. Anhang 10).

Den Empfängern wurden auf Wunsch entsprechende Geodatensätze zur Verbreitung je Art pro Bundesland aufbereitet, um eine Validierung der Daten in Geoinformationssystemen (GIS) zu vereinfachen.

Die Aufbereitung der Rückmeldungen zur Verbreitung der Arten in den jeweiligen Bundesländern war abhängig vom gelieferten Ausgangsmaterial. Folgende Datenformate wurden zur Verfügung gestellt:

- PDF-Dateien
- Bilddateien (z.B. Screenshots von Verbreitungskarten aus Google Earth, validierte Karten auf Basis der zur Verfügung gestellten Daten)
- Datenbankauszüge (Tabellen im Excel-Format mit Koordinatenangaben)
- Geodaten (Dateien im shape-Format)

Die Daten wurden so aufbereitet, dass eine möglichst automatisierte Validierung durch eine lagebezogene Auswahl in ArcGIS vorgenommen werden konnte. In vielen Fällen war allerdings eine visuelle Kontrolle und Plausibilisierung zur Qualitätssicherung, zumindest abschließend, notwendig. Zudem wurden teilweise Daten vor 2007 bereitgestellt, die entsprechend herausgefiltert und einem weiteren Prüfschritt unterzogen werden mussten. Bei Nachweisen von NICS vor 2007 ist die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass die Bestände auch heute noch im Gewässer etabliert sind, weshalb die Funde i.d.R. trotzdem berücksichtigt wurden. Bei Funden von ICS vor 2007 wurde durch weitere Recherche und Prüfung ermittelt, ob die Bestände auch heute noch etabliert sind. Wenn sich dies bestätigte wurden die Nachweise berücksichtigt.

Problematisch war der Umgang mit unterschiedlichen Meldungen zu einzelnen Rasterzellen. So gab es einige Fälle in Bundesländern, wonach Daten der Behörden Rasterzellen durch Vorkommen von z.B. *A. astacus* oder *A. torrentium* belegt waren, diese von Biologen oder Artexperten, die in den betroffenen Regionen in den letzten Jahren flächendeckende Kartierungen durchgeführt hatten, nicht bestätigt werden konnten. Genau der umgedrehte Fall trat ebenfalls auf. Hier wurden ebenfalls weitere Prüfschritte durchgeführt, um eine tatsächliche Belegung / Nicht-Belegung der jeweiligen Rasterzelle pro Art, sofern möglich, sicherzustellen. Dieser Vorgehensweise waren zeitliche wie auch technische Grenzen gesetzt, so dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass einzelne Rasterzellen nicht den tatsächlichen Status der jeweiligen Art wiedergeben. Dies ist ein grundsätzliches Problem bei der Zusammenführung und Validierung von Verbreitungsdaten zu Arten über eine große Raumschaft aus unterschiedlichen Quellen, unterschiedlichen Zeiträumen und auf Basis unterschiedlicher Methoden zur Führung von Nachweisen.

Für jede Flusskrebsart wurde auf Basis des UTM-Gitters ein validierter Geodatensatz angelegt.

**Tabelle 5:** Aufbau der Attributtabelle der validierten Geodaten pro Flusskrebsart in Deutschland. Im jeweiligen Datensatz sind als Geometrien die UTM-Gitter von Deutschland hinterlegt. Belegte UTM-Rasterzellen sind entsprechend mit Daten zur Art, Quellenangaben und Angaben zur Validierung befüllt.

OBJEC-TID	CELL-CODE	UTM_MB	STATE	EU_COD E	NAME_W ISS	NAME_D EU	SOURCE_ OLD	YEAR_O LD	SOURCE_N EW	YEAR_N EW	VALID
fortlau-fende, automati-sierte ID	Bezeich-nung der UTM-Raster-zelle	Kurzbe-zeich-nung der UTM-Raster-zelle	Kürzel der Bun-desländer	EU-Code (nur für die hei-mischen Arten) nach An-hang I FFH-RL	wissen-schaftli-cher Art-name	deutscher Artname	Quelle Aus-gangsda-tensatz	Jahr Aus-gangsda-tensatz	neue Quelle, va-lidiert durch	Jahr der Liefe-rung bzw. des Standes der neuen Quelle / Validie-rung	0 oder 1, 1 = vali-dierter Art-nach-weis im Raster-feld

Bei den Angaben zu den neuen Quellen konnte in vielen Fällen nicht die Primärquellen und ursprünglichen Nachweisjahre genannt werden, da die zugeliferten Daten diese Informationen nicht enthielten. In diesen Fällen wurde dann als Quelle die Behörde, Institution oder Person genannt, die die Daten zur Verfügung stellte. Als „neues Jahr“ wurde dann das Jahr der Datenlieferung (2018 oder 2019) angegeben.

Die Darstellung einer belegten UTM-Rasterzelle erfolgte durch ein schwarzes Punktsymbol.

Für die Darstellung der Verbreitungskarten im Kapitel 3.1 wurden folgende Daten verwendet:

- UTM-Gitter 10x10 Kilometer mit entsprechender Referenzrasterdarstellung (hellgraues Gitter)
- Verwaltungsgrenzen der Bundesländer (hellgraue Linie)
- Darstellung der großen Fließ- und Stillgewässer (blaue Linie oder Fläche)
- Kartenhintergrund: Digitales Geländemodell der Gitterweite 1000 m (DGM 1000) des BKG

Nur die wenigsten nutzten für Rückmeldungen zu Ansprechpartnern und erfolgten Schutzmaßnahmen den Fragebogen. Die Informationen kamen hauptsächlich formlos per E-Mail, zum Teil auch in Form von beigefügten Unterlagen wie Veröffentlichungen und Projektberichten. Einige wenige Informationen wurden dem Verfasser postalisch übermittelt. Eine Vielzahl von Hinweisen zu Ansprechpartner und insbesondere zu Maßnahmen erfolgte telefonisch.

Um diese umfangreichen Angaben zu katalogisieren und zitieren zu können, wurden alle relevanten Mails, Mailanhänge sowie Notizen zu Telefongesprächen in der Literaturverwaltungssoftware Citavi 6 erfasst und entsprechend im Text zitiert.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Arteninventar und Verbreitung in Deutschland

Die Verfügbarkeit von Daten zu aktuellen Flusskrebsvorkommen war, wie zu erwarten, bundesweit sehr heterogen. Eine Einschätzung zur Datenlage in den einzelnen Bundesländern durch den Verfasser gibt nachfolgende Tabelle:

**Tabelle 6:** Einschätzung des Umfangs und der Qualität der Daten zu aktuellen Flusskrebsnachweisen aus den Bundesländern. +++ = sehr gute Datenlage durch z.B. regionale Kartierungen, systematische Kontrollen bekannter Vorkommen, überregionaler Flusskrebsprojekte, dauerhafte zentrale Datenbankführung für das gesamte Bundesland, bundeslandweit aktive Akteure im Flusskrebschutz, ++ = gute Datenlage durch lokale Flusskrebsprojekte und Kartierungen, z.B. (zum Teil verschiedene) Datenbanken zu Flusskrebsnachweisen, lokal aktive Akteure im Flusskrebschutz, + = mäßige Datenlage, da keine oder eingeschränkte (zentrale) Datenbanken vorhanden, keine aktuellen Kartierungen von Flusskrebsen, wenige bis keine Akteure im Flusskrebschutz.

Bundesland (BL)															
BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	SL	ST	TH
++	++	+++	+	+	+++	++	+	++	+++	++	+++	++	++	+	+++

Für insgesamt neun Flusskrebsarten wurden rezente Vorkommen aus den Bundesländern gemeldet:

**Tabelle 7:** Übersicht der Vorkommen von Flusskrebsarten, der Anzahl der ICS, NICS und Gesamtanzahl der Arten in den Bundesländern sowie die Anzahl der Bundesländer mit Vorkommen pro Art auf Basis der erfolgten Rückmeldungen. Art im Bundesland rezent (+), Art im Bundesland nicht präsent (0). Abkürzungen der Bundesländer: BB = Brandenburg, BE = Berlin, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HB = Hansestadt Bremen, HE = Hessen, HH = Hansestadt Hamburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SN = Sachsen, SL = Saarland, ST = Sachsen-Anhalt, TH = Thüringen.

Art	Bundesland (BL)															Anzahl BL
	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	SL	ST	
<i>A. astacus</i>	+	0	+	+	0	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	13
<i>P. leptodactylus</i>	+	+	+	+	0	+	0	+	+	+	+	+	+	0	0	12
<i>A. pallipes</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. torrentium</i>	0	0	+	+	0	+	0	0	0	+	+	0	+	0	+	8
<i>P. leniusculus</i>	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	0	+	14
<i>F. limosus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	16
<i>F. immunitis</i>	0	0	+	0	0	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0	4
<i>P. clarkii</i>	+	+	+	+	0	+	0	0	+	+	+	0	0	+	+	10
<i>P. virginalis</i>	+	+	+	+	0	+	0	0	+	+	+	0	+	0	+	11
Anzahl ICS	1	-	3	2	-	2	-	1	1	2	2	1	2	2	1	2
Anzahl NICS	5	5	6	5	2	6	1	3	5	6	6	3	4	4	2	4
Anzahl gesamt	6	5	9	7	2	8	1	4	6	8	8	4	6	6	3	6

Meldungen aus den Bundesländern zu Vorkommen von invasiven NICS, für die vereinzelte Artnachweise in Europa vorliegen (vergleiche Arten in Überschrift der Tabelle 1), erfolgten nicht. Trotzdem ist nicht auszuschließen, dass sich diese oder andere, hier bisher nicht genannten Arten von NICS, zukünftig in Deutschland etablieren.

##### 3.1.1 Heimische Flusskrebsarten (ICS)

Die heutige natürliche Verbreitung der ICS in Mitteleuropa ist vermutlich auf postglaziale Einwanderungen nach der letzten Eiszeit im Pleistozän, aus verbliebenen Refugien in Süd- und Südosteuropa, zurückzuführen (Albrecht, 1983; Gimpel, 2006; Souty-Grosset, 2006; Füreder, 2009). In Deutschland sind drei der sechs in Europa heimischen Flusskrebsarten natürlicherweise verbreitet: *A. astacus*, *A. pallipes* und *A. torrentium* (Kouba *et al.*, 2014).

Im Folgenden wird die Verbreitung der ICS in Deutschland, auf Basis der Recherchen, vorgestellt. Die jeweiligen Quellen, die den Kartendarstellungen zu Grunde liegen, sind pro Bundesland im Anhang 5 aufgeführt. Quellenangaben zu den einzelnen UTM-Rasterzellen befinden sich in den zugehörigen Geodatensätzen (vgl. Tabelle 5). Eine Übersicht, wie viele UTM-Rasterzellen je Art pro Bundesland belegt sind, findet sich in Anhang 6.

### 3.1.1.1 *Astacus astacus* (Edelkrebs)

„Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war der Edelkrebs im gesamten Gebiet der Bundesrepublik verbreitet und trat auch in den großen Strömen wie Rhein und Oder auf“ (Schulz *et al.*, 2009). So war z.B. in Niedersachsen die Art bis Anfang des 19. Jahrhunderts weit verbreitet (Gaumert & Kämmereit, 1993). In Nordrhein-Westfalen war *A. astacus* nach Groß *et al.* (2008) in historischer Zeit in nahezu allen Gewässern in typischerweise sehr individuenreichen Beständen vorhanden.

*A. astacus* ist heute noch in ganz Deutschland präsent (siehe Abbildung 11). Insgesamt liegen Nachweise aus allen Bundesländern in 643 UTM-Rasterzellen vor. Lediglich aus den Stadtstaaten (Berlin, Hansestadt Bremen und Hansestadt Hamburg) sind aktuell keine Vorkommen mehr bekannt. Auffällig ist ein bandförmiger Verbreitungsschwerpunkt von *A. astacus* von Ostsachsen nach Westen bis an den Rand des Ruhrgebiets. Deutliche Verbreitungslücken finden sich im Westen von Baden-Württemberg, im Tiefland von Sachsen-Anhalt über Brandenburg nach Mecklenburg-Vorpommern sowie im Nordwesten von Niedersachsen entlang der Küste bis nach Schleswig-Holstein.

Auf Grund einer Vielzahl von Stillgewässern im Nordosten von Deutschland, die bisher nicht systematisch auf Flusskrebsvorkommen untersucht wurden (insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern), kann nicht ausgeschlossen werden, dass vereinzelte, bisher unbekannte, Populationen von *A. astacus* dort noch vorhanden sind (Zettler, 2019, mündliche Mitteilung). Eine regional flächige, unbekannte Verbreitung von *A. astacus* im Nordosten kann aus den nachfolgend genannten Gründen als eher unwahrscheinlich gelten.

Bei der Interpretation des oben beschriebenen Verbreitungsbildes können zwei maßgebliche Ursachen in Betracht gezogen werden. Die erste Infektionswelle von *A. astaci* in Deutschland hat sicherlich zu großen Bestandsverlusten von *A. astacus* geführt, wobei die Intensität und das Ausmaß der Infektionen regional unterschiedlich gewesen sein dürfte (vgl. Kapitel 1.5.2.2). Die darauffolgende Einführung, Etablierung und Ausbreitung von *F. limosus* dürfte in großem Maße das heutige Verbreitungsbild von *A. astacus* erklären. Ein Vergleich mit der Verbreitung von *F. limosus* in Deutschland zeigt (siehe Anhang 8), dass überall dort, wo *F. limosus* flächendeckend vorkommt, *A. astacus* nur noch vereinzelt oder überhaupt nicht mehr präsent ist (Niederungen, vor allem Norddeutsches Tiefland sowie in und entlang der großen Flüsse). Es ist davon auszugehen, dass einerseits *F. limosus* durch Konkurrenz *A. astacus* verdrängt hat, andererseits und vermutlich als Hauptursache geltend, die damit einhergehende Verbreitung von *A. astaci* und die daraus resultierende Infektion, den vollständigen Verlust der Bestände von *A. astacus* in denselben Gewässersystemen nach sich gezogen hat (vgl. Kapitel 1.5.2.3). So befindet sich heute ein Großteil der verbliebenen Vorkommen von *A. astacus* in den Mittelgebirgslagen Deutschlands, die von *F. limosus* auf Grund seiner Habitatansprüche weniger besiedelt werden (Alekhovich & Buřič, 2017). Eine weitere Erklärung für die bandförmige Verbreitung von *A. astacus* über Mitteldeutschland könnte sein, dass dort regional eine Zucht und ein Besatz geeigneter Gewässer erfolgte sowie gezielte Artenschutzprogramme für die Art (z.B. Edelkrebsprojekt NRW) durchgeführt wurden bzw. werden.

Akut werden die Bestände von *A. astacus*, insbesondere in Fließgewässern, durch die massive Ausbreitung von *P. leniusculus* bedroht (Groß, 2019, mündliche Mitteilung).

Genetische Untersuchungen an *A. astacus* - Beständen in Europa haben gezeigt, dass es großräumig genetische Unterschiede gibt, diese aber durch anthropogenes Handeln beeinflusst sind (Schrimpf *et al.*, 2011; Schmidt *et al.*, 2015; Schrimpf *et al.*, 2017). In Deutschland wurde, wie in großen Teilen Europas, überwiegend der Haplotyp H01 festgestellt. Die Vorkommen von *A. astacus* in Süddeutschland, im Einzugsgebiet der Donau, sind anderen, südosteuropäischen Haplotypen zuzuordnen. Ganz besonders unterscheiden sich die Bestände von *A. astacus* in Schleswig-Holstein von anderen in Europa. Hier wurden die Haplotypen H09, H10 und H20 festgestellt, die weder weiter südlich noch weiter nördlich in Europa nachgewiesen werden konnten. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass Populationen von *A. astacus* die letzte Eiszeit in einem Refugium in Norddeutschland überdauert haben. Aufgrund der Zucht und des Handels ist aber auch nicht auszuschließen, dass die Populationen ursprünglich auf Tiere zurück gehen, deren Herkunft und Haplotyp bisher unbekannt sind. Diese Erkenntnisse zur Genetik von *A. astacus* in Deutschland, insbesondere der genetischen Differenzierung von Populationen in Schleswig-Holstein und zum Teil im Donaueinzugsgebiet vom Großteil der *A. astacus* - Population in Europa, sind wichtig für die Konzeption von geeigneten Schutzmaßnahmen, die insbesondere bei der Zucht und dem Besatz zu berücksichtigen sind (siehe auch Kapitel 3.2.6) (Schrimpf, 2019c, schriftliche Mitteilung).

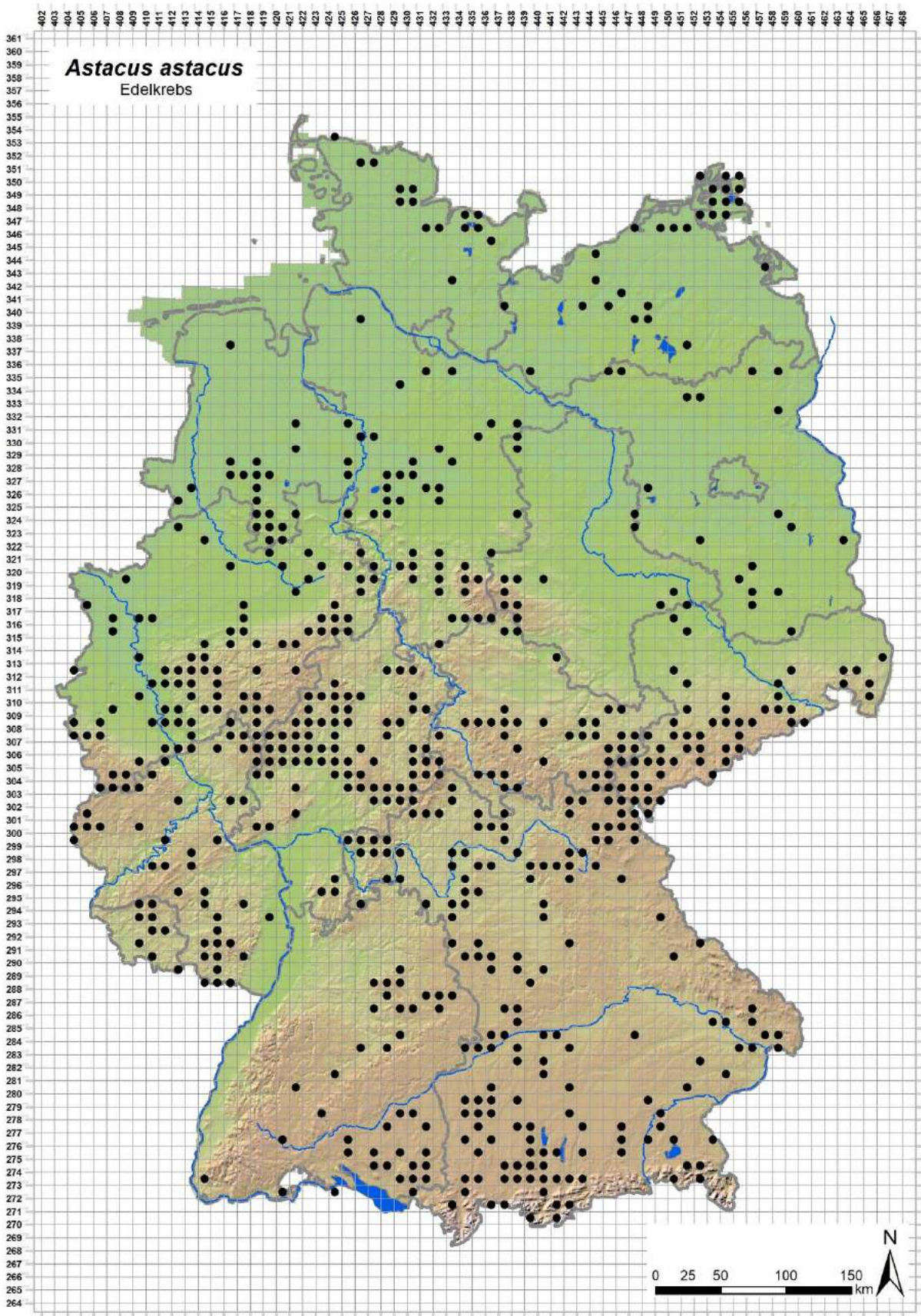


Abbildung 11: Verbreitung von *A. astacus* in Deutschland.

### 3.1.1.2 *Austropotamobius pallipes* - Artkomplex (Dohlenkrebs)

*A. pallipes* erreicht im Südwesten von Deutschland seine natürliche nordöstliche Verbreitungsgrenze in Europa (Kouba *et al.*, 2014). Die Art kommt deshalb deutschlandweit nur im südlichen Schwarzwald und der angrenzenden Vorbergzone in Baden-Württemberg vor. Dabei handelt es sich um zwei disjunkte Verbreitungszentren (Chucholl & Brinker, 2017), die sich auf insgesamt 13 UTM-Rasterzellen verteilen. Im Raum Freiburg findet sich noch eine natürlicherweise typische Aufteilung mit Beständen von *A. torrentium* in den Oberläufen und *A. pallipes* in den Mitteläufen innerhalb eines Gewässersystems, was inzwischen als einzigartig in Europa gelten muss (Chucholl, 2019a, mündliche Mitteilung). Zudem sind die Bestände von *A. pallipes* in diesem Gewässersystem noch sehr individuenreich ausgeprägt, womit die Region für Flusskrebse als „Hotspot der Artenvielfalt“ betrachtet werden kann (Chucholl, 2019a, mündliche Mitteilung). Baden-Württemberg trägt deshalb eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Art in Deutschland (vgl. Kapitel 1.5.1).

Die Prognosen für *A. pallipes* im Südwesten von Baden-Württemberg sind als schlecht einzustufen (Chucholl, 2019a, mündliche Mitteilung). Ein großer Bestand im Einzugsgebiet des Hochrheins ist, vermutlich durch eine Infektion mit *A. astaci*, bereits in den 1990er Jahren erloschen. Aktuell (28.03.2019) ist der Verlust einer weiteren (Meta-)Population, vermutlich ebenfalls durch Infektion mit *A. astaci*, zu beklagen (Chucholl, 2019b, mündliche Mitteilung). Nahezu alle Bestände sind massiv durch die Einwanderung von NICS, insbesondere durch *P. leniusculus*, bedroht. Das durch extreme Trockenheit geprägte Jahr 2018 hat nachweislich zu starken Individuenverlusten auf Grund von Austrocknung von Gewässern in einer der Hauptpopulationen von *A. pallipes* geführt.

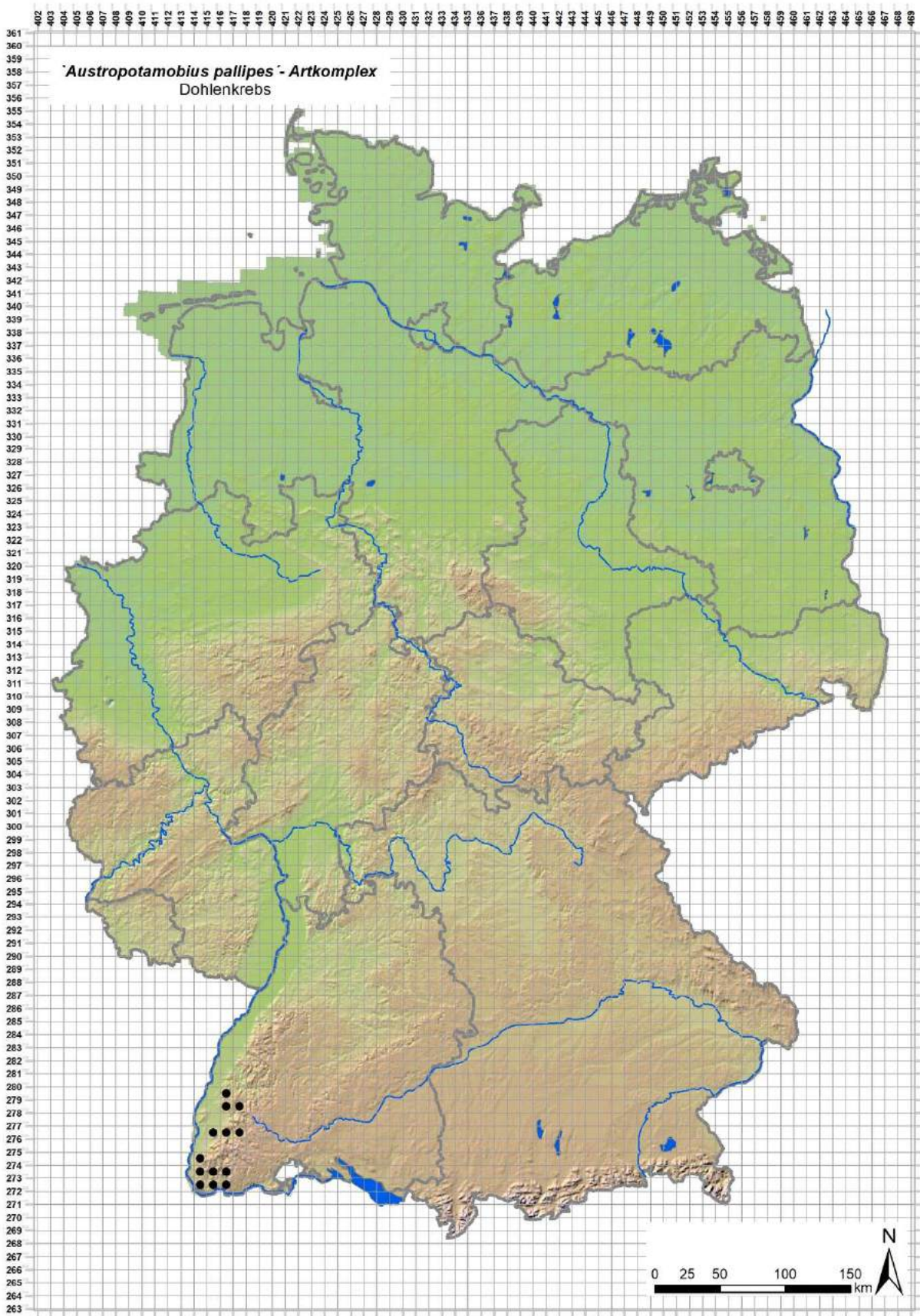


Abbildung 12: Verbreitung des *Austropotamobius pallipes*- Artkomplexes in Deutschland.

### 3.1.1.3 *Austropotamobius torrentium* - Artkomplex (Steinkrebs)

*A. torrentium* erreicht etwa in der Mitte von Deutschland, auf einer fiktiven Linie vom südlichen Nordrhein-Westfalen nach Nordbayern, seine natürliche nördliche Verbreitungsgrenze in Europa (Kouba *et al.*, 2014). „Der Steinkrebs war historisch in Baden-Württemberg, mit Ausnahme der großen Niedrigungsgewässer, nahezu flächendeckend vertreten“ (Pfeiffer, 2019b). Dies kann auf Grund einer ähnlichen naturräumlichen Ausstattung auch für Bayern angenommen werden. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 346 UTM-Rasterzellen vor. Der Großteil der Vorkommen (311 belegte UTM-Rasterzellen) von *A. torrentium* in Deutschland befindet sich heute in Baden-Württemberg (149 belegte UTM-Rasterzellen) und Bayern (162 belegte UTM-Rasterzellen), weshalb beide Bundesländer eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Art in Deutschland haben. Ein Population von *A. torrentium* ist südlich von Dresden bekannt (Martin *et al.*, 2008; Völker (LfULG), 2019, schriftliche Mitteilung). Seit dem Erstfund konnte trotz Nachsuche in umliegenden Gewässern und anderen Regionen in Sachsen, wie im Erzgebirgsraum und im Vogtland, keine weitere Population von *A. torrentium* festgestellt werden. Unklar ist, ob diese einzelne isolierte Population ein nördliches Relikt der Vorkommen von *A. torrentium* in Tschechien ist oder ob die Art durch Besatz in das Gewässer gelangte (Völker (LfULG), 2019, schriftliche Mitteilung).

Für die wenigen Population von *A. torrentium* in Nordrhein-Westfalen sind die Prognosen schlecht (Groß, Persch & Poetschke, 2014). „Sollte es nicht gelingen, die Bestandssituation des Steinkrebsses in NRW zumindest mittelfristig deutlich zu verbessern, ist davon auszugehen, dass die Art hier ausstirbt und es zu einer Verkleinerung des Verbreitungsareals kommt“ (Groß *et al.*, 2014). Schleich (2016) berichtet von dramatischen Bestandsverlusten der Art im Süden von Rheinland-Pfalz (Pfälzerwald). Als hauptsächliche Gründe werden hier die Ausbreitung von *P. leniusculus* sowie die Infektion mit *A. astaci* angegeben. In Hessen wurden ebenfalls Zahlreiche Verluste von Populationen von *A. torrentium* dokumentiert, bei denen zum Teil eine Infektion mit *A. astaci* bestätigt werden konnte (Gimpel, 2014; Gimpel & Hennings, 2014; Heinz, 2019d, schriftliche Mitteilung). In Baden-Württemberg sind eine Vielzahl von Beständen von *A. torrentium* ebenfalls durch die massive Ausbreitung von *P. leniusculus* bedroht. Dort bestehen bereits einige Mischpopulationen beider Arten und es können zum Teil keine Schutzmaßnahmen mehr getroffen werden, um die betroffenen Populationen von *A. torrentium* langfristig zu erhalten (Bürkle, 2018; Pfeiffer, 2018b). Wie in anderen Bundesländern sind in jüngerer Zeit auch in Baden-Württemberg Verluste von Beständen von *A. torrentium* zu beklagen (Pfeiffer, 2019a), wobei nicht immer zweifelsfrei die Ursache festgestellt werden konnte. In einem Fall im Regierungsbezirk Stuttgart konnte die Infektion mit *A. astaci* belegt werden (Pfeiffer, 2019b), in einem anderen Fall war die Gewässerverschmutzung durch massiven Gülleintrag die Ursache (Pfeiffer, 2015a). Im Rahmen von Untersuchungen an 25 Beständen von *A. torrentium* im Süden von Baden-Württemberg (Oberschwaben) wurde festgestellt, dass mittlerweile 13 davon erloschen waren (Chucholl & Schrimpf, 2016). „Der Zustand der Steinkrebspopulationen im Land [Baden-Württemberg, Anm. des Verfassers] ist alarmierend und ohne rasche Schutzmaßnahmen ist mit einem Verschwinden der meisten Restbestände bereits innerhalb der nächsten Dekade zu rechnen“ (Pfeiffer, 2019b). In Bayern konnte bei einer Überprüfung von rund 150 bekannten Vorkommen von *A. torrentium* im Jahr 2009 rund ein Drittel nicht mehr bestätigt werden (Bohl, 2011).

Es ist davon auszugehen, dass zumindest regional noch erhebliche Kenntnislücken über die Verbreitung von *A. torrentium* in den Oberläufen der kleinen Mittelgebirgsbäche bestehen. Diese Fließgewässerabschnitte sind zum Teil schwer zugänglich und häufig ohne fischereiliche Nutzung. Flächendeckende stichprobenhafte Kartierungen aller Fließgewässer in einem Projektgebiet im Nordosten von Baden-Württemberg seit 2017 haben gezeigt, dass eine Vielzahl von Populationen von *A. torrentium* neu erfasst werden konnte, obwohl die Region bereits als Verbreitungsschwerpunkt mit entsprechenden Vorkommen der Art bekannt war (Kartierungen im Rahmen des „Aktionsprogramms Steinkrebs“ im Auftrag des Regierungspräsidium Stuttgart, koordiniert durch den Verfasser). In Hessen galt *A. torrentium* bis zur Jahrtausendwende als verschollen. Seit dem Jahr 2003 konnten Vorkommen entdeckt und in den Folgejahren erfasst werden, so dass dort heute 27 Populationen der Art bekannt sind (Hennings, 2008; Berg, 2019, schriftliche Mitteilung).



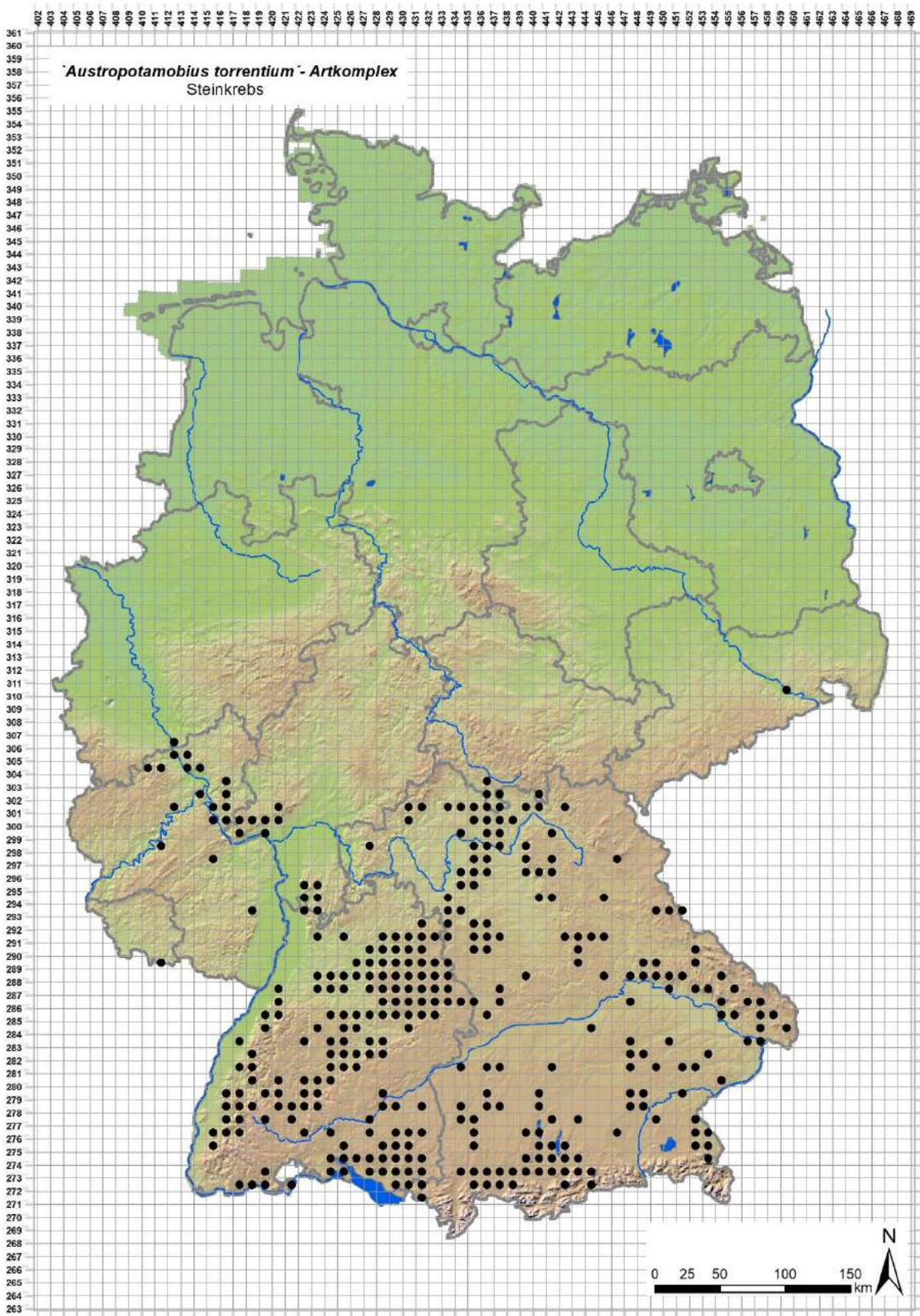


Abbildung 13: Verbreitung des *Austropotamobius torrentium* - Artkomplexes in Deutschland.

### 3.1.2 Invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (NICS)

Es werden nachfolgend nur die invasiven NICS aufgeführt, für die Nachweise im Rahmen der Recherche für Deutschland vorgelegt wurden. Weitere invasive NICS, die bereits in Europa nachgewiesen wurden, finden sich in der Überschrift zu Tabelle 1. Die Reihenfolge der Darstellung der NICS orientiert sich an der inzwischen in der Literatur etablierten Unterteilung in „Old NICS“ und „New NICS“. Als „Old NICS“ werden diejenigen Arten bezeichnet, die bereits vor 1975 in Europa eingeführt wurden (Holdich *et al.*, 2009), hier *P. leniusculus*, *F. limosus* und *P. clarkii*. Als „New NICS“ werden Arten bezeichnet, die nach 1980 nach Europa gelangten (Holdich *et al.*, 2009), hier *F. immunis* und *P. virginialis*. Da *P. leptodactylus* in Deutschland außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes in Osteuropa vorkommt, wird er als NICS geführt.

#### 3.1.2.1 *Pontastacus leptodactylus* - Artkomplex (Galizischer Sumpfkrebs)

*P. leptodactylus* kommt heute vereinzelt in ganz Deutschland vor, wobei große Nachweislücken bestehen, wie z.B. von Thüringen über Sachsen-Anhalt nach Südbrandenburg, im mittleren und nördlichen Niedersachsen sowie in den Hansestädten Bremen und Hamburg. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 104 UTM-Rasterzellen vor. Auffällig ist eine zusammenhängende Belegung von 9 UTM-Rasterzellen im Westen von Hessen, zwischen Wetzlar und Siegen (Nordrhein-Westfalen). Dies steht wohl in Zusammenhang mit Besatzmaßnahmen in den 1980er Jahren sowie auf Grund der vermehrten Nachweise durch die dort erfolgten intensiven Flusskrebskartierungen (Dümpelmann, 2019, schriftliche Mitteilung). Laut Dümpelmann (2019) besiedelt die Art auch weitere Teichanlagen in Hessen, die bisher aber nicht kartiert wurden bzw. die Art nicht korrekt angesprochen werden konnte. Der einzige Nachweis von *P. leptodactylus* aus Sachsen gelang durch die zweifelsfreie Identifikation mittels Polymerasekettenreaktion (PCR) aus Körperteilen aus einem Gewölle eines *Strix aluco* (Waldkauz, LINNAEUS, 1785), aus dem Stadtgebiet von Dresden (Wilhelm *et al.*, 2018, in publ.). Der Nachweis erfolgte in einer Parkanlage mit mehreren Stillgewässern, die sich über zwei UTM-Rasterzellen erstreckt. Deshalb wurden beide Zellen mit einem Nachweis belegt.

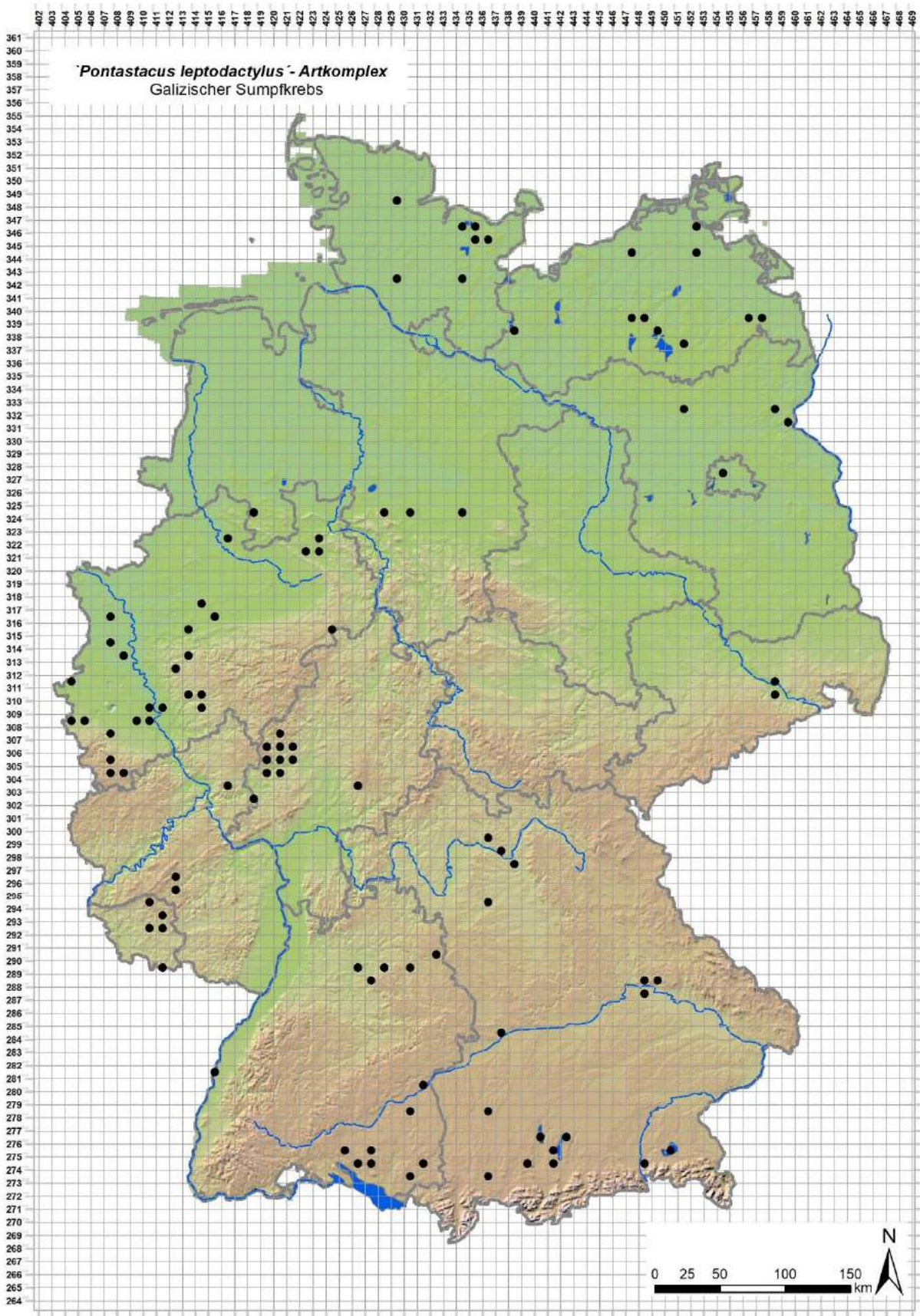


Abbildung 14: Verbreitung des *Pontastacus leptodactylus*- Artkomplexes in Deutschland.

### 3.1.2.2 *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs)

*P. leniusculus* kommt heute in ganz Deutschland vor, wobei aus den östlichen Bundesländern nur vereinzelte Nachweise vorliegen und bisher kein Vorkommen in Sachsen-Anhalt bekannt ist. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 587 UTM-Rasterzellen vor. Ein deutlicher Verbreitungsschwerpunkt zieht sich bandförmig von Nordostbayern über das nördliche Baden-Württemberg und südliche Hessen nach Rheinland-Pfalz und dem Saarland bis zum Ruhrgebiet. Dort sind vor allem die Mittelgebirgsregionen besiedelt. *P. leniusculus* zeigt, wie keine andere NICS in Deutschland, rasche Ausbreitungstendenzen und -geschwindigkeiten in den besiedelten Fließgewässersystemen bis weit in die Oberläufe und Quellregionen (Chucholl, 2016; Pfeiffer, 2017b).

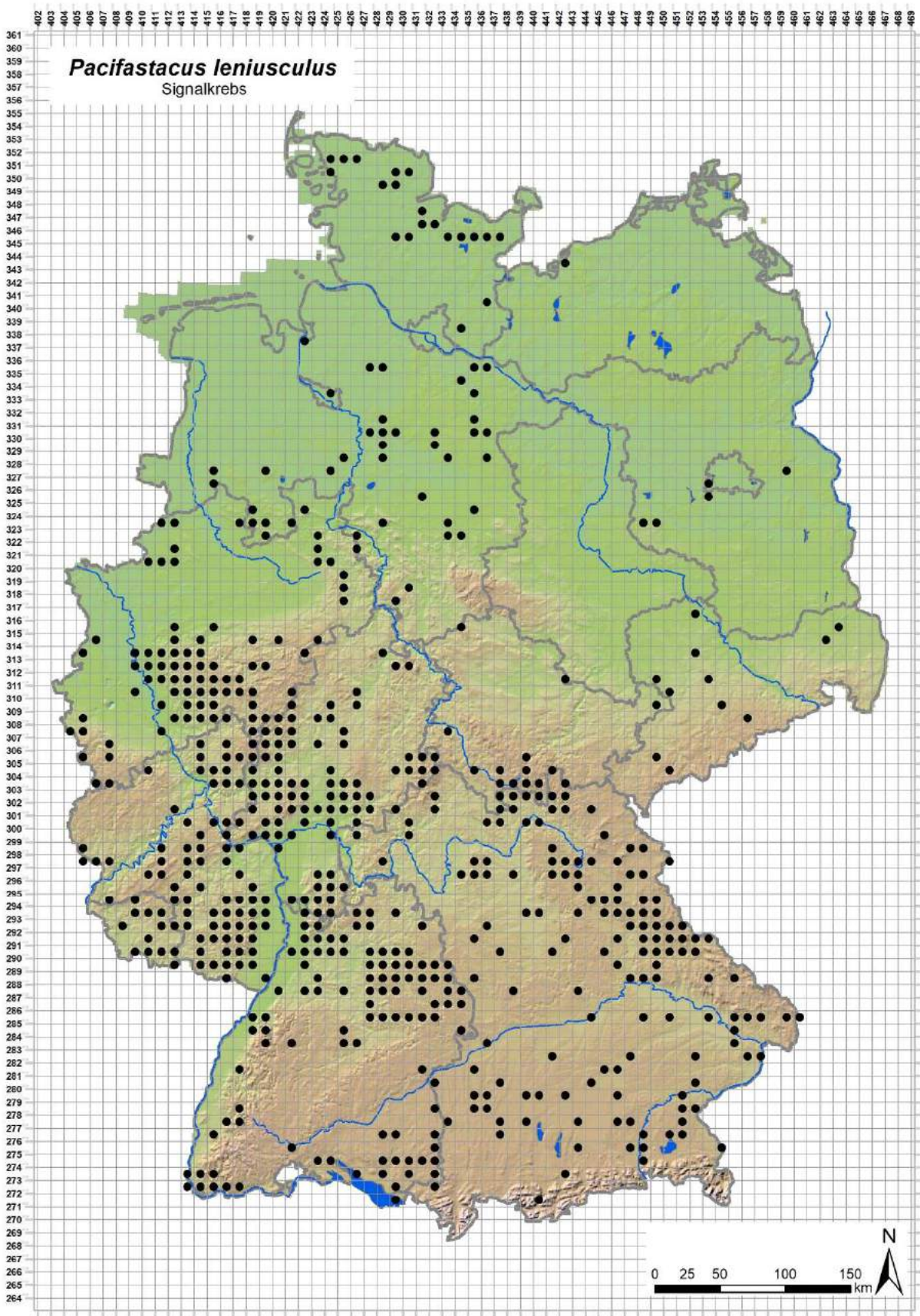


Abbildung 15: Verbreitung von *Pacifastacus leniusculus* in Deutschland.

### 3.1.2.3 *Faxonius limosus* (Kamberkrebs)

In Deutschland ist *F. limosus* die am weitesten verbreitete NICS. Sie ist die einzige Flusskrebsart, die in allen Bundesländern präsent ist (siehe Tabelle 7). Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 1276 UTM-Rasterzellen vor. Verbreitungsschwerpunkte sind die Norddeutsche Tiefebene und dort insbesondere der Nordosten, die mit der damaligen Einführung und Ausbreitung der Art in Mitteleuropa in Verbindung gebracht werden können (vgl. Kapitel 1.4.2.3). Weitere Verbreitungsschwerpunkte liegen entlang der großen Flüsse wie Elbe, Rhein und Main, entlang derer eine Vielzahl von Stillgewässern in den zugehörigen Auen besiedelt sind. Insgesamt ist *F. limosus* auf Grund seiner Habitat- und Temperaturansprüche wenig in den Mittelgebirgen präsent (Pavlović *et al.*, 2006), wo hingegen die großen Seen des Alpenvorlands wie Ammersee, Chiemsee oder auch der Bodensee besiedelt sind.

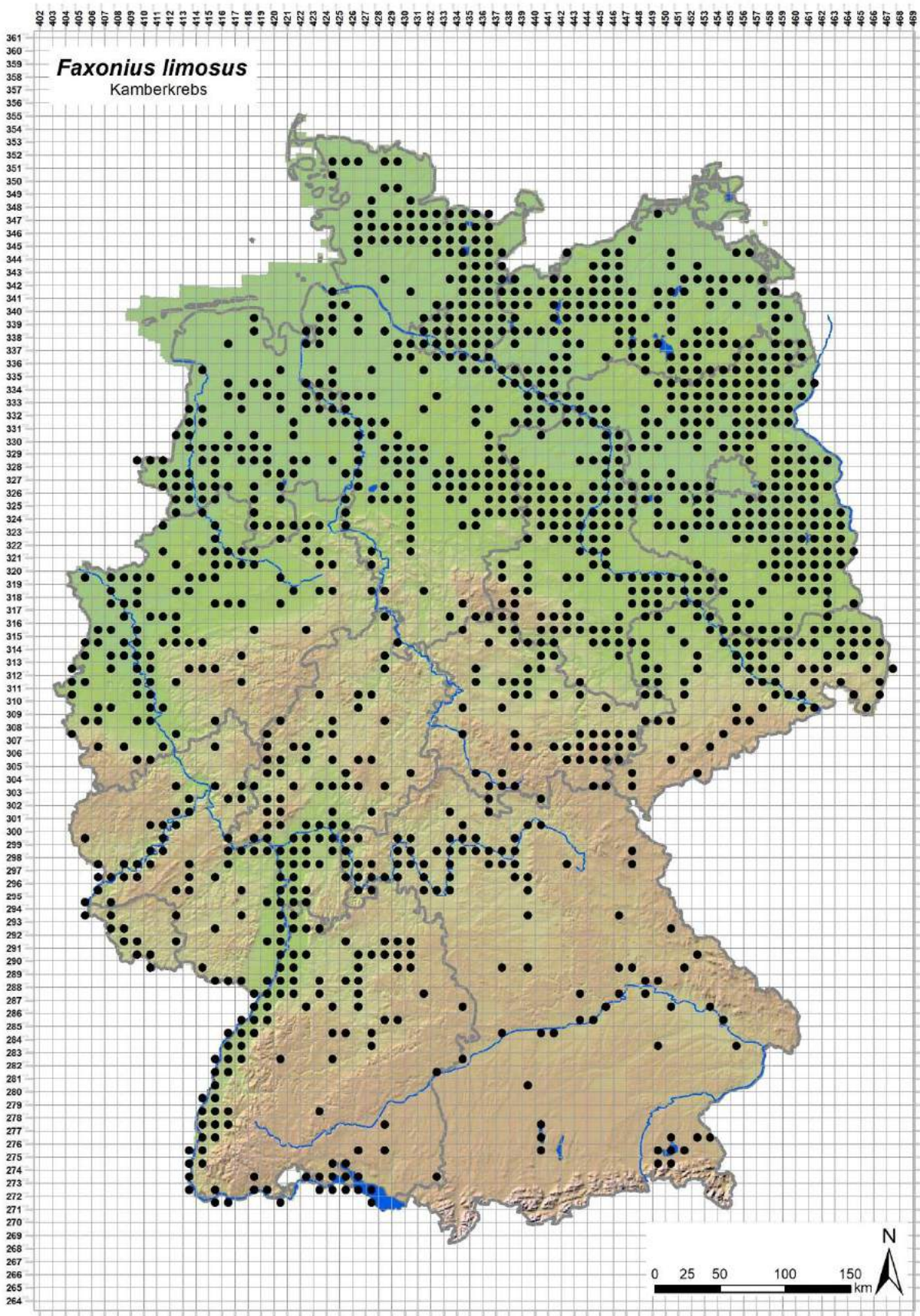


Abbildung 16: Verbreitung von *Faxonius limosus* in Deutschland.

#### **3.1.2.4 *Procambarus clarkii* (Roter Amerikanischer Sumpfkrebs)**

In Deutschland ist *P. clarkii* nur lokal und disjunkt verbreitet. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 50 UTM-Rasterzellen vor. Verbreitungsschwerpunkte liegen hier wenn überhaupt in Berlin, dem Westen von Nordrhein-Westfalen und im Bereich zwischen Frankfurt (Hessen) und Karlsruhe (Baden-Württemberg). Obwohl die Art sehr mobil über Land wandern kann, scheint eine Ausbreitung über die großen Flüsse, wie bei anderen NICS in Deutschland, weniger zu erfolgen (Chucholl, 2011), so dass das heutige Verbreitungsbild von *P. clarkii* primär auf die Einführung durch den Menschen zurückzuführen ist.



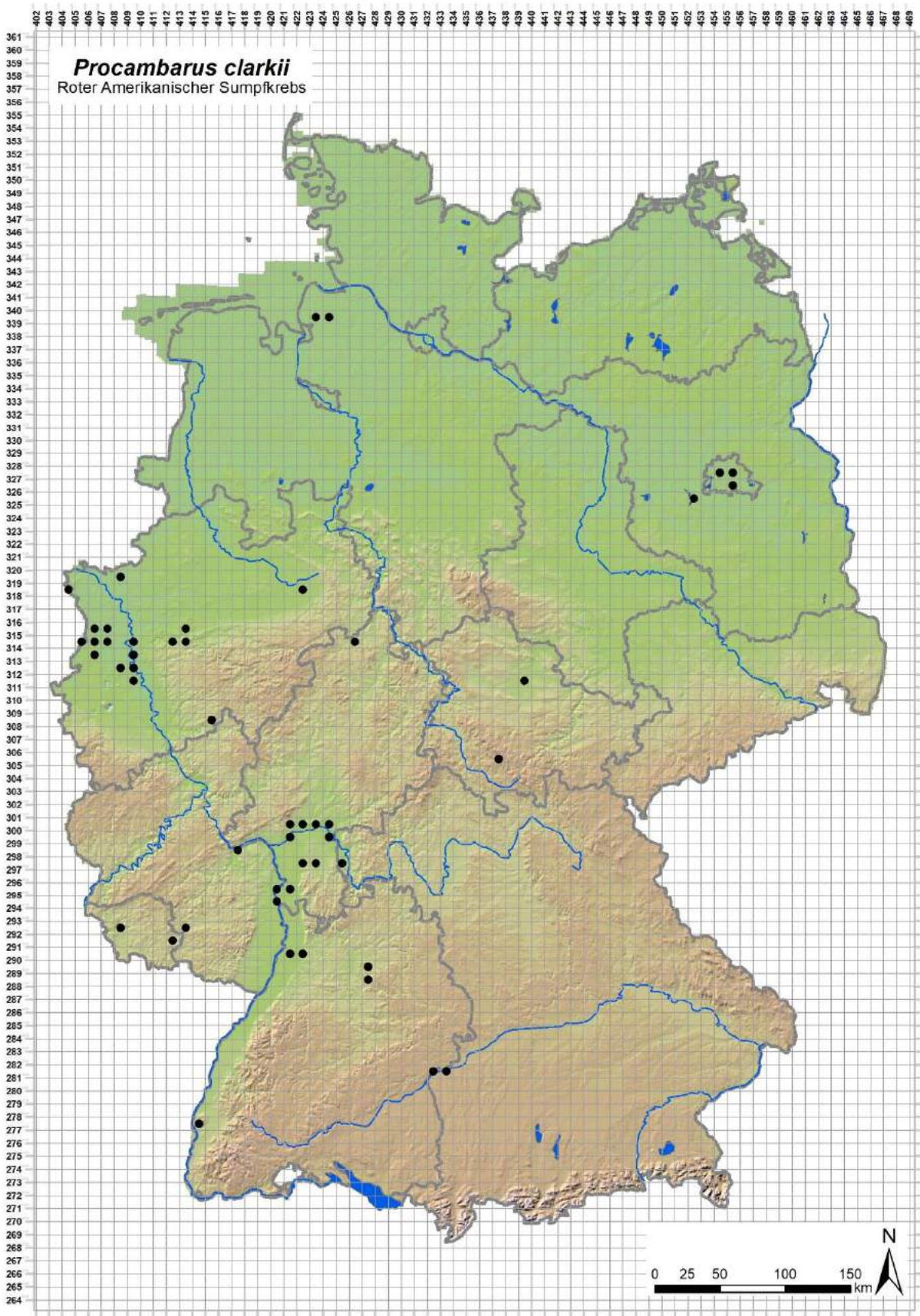


Abbildung 17: Verbreitung von *Procambarus clarkii* in Deutschland.

### 3.1.2.5 *Faxonius immunis* (Kalikokrebs)

Erste Nachweise von *F. immunis* in Europa gelangen in Deutschland (und erstmals in Europa) 1997 südlich von Karlsruhe (Dußling & Hoffmann, 1998). Die Etablierung der Art steht möglicherweise im Zusammenhang mit der Präsenz von kanadischen Streitkräften bis Anfang der 1990er Jahre in der Region, da *F. immunis* in Nordamerika als Fischköder Verwendung findet (Gelmar *et al.*, 2006). Von dort hat sich die Art in den letzten gut 20 Jahren massiv entlang der Rheinschiene, vor allem stromabwärts, ausgebreitet (Gelmar *et al.*, 2006). Ein Nachweis von *F. immunis* gelang erstmals im Jahr 2010 in Frankreich ca. 40 km westlich des Rheins am Rande der Nordvogesen bei Rothbach (Collas *et al.*, 2012). Um die aktuelle Gesamtverbreitung der Art in Europa aufzuzeigen, wurden die beiden belegten UTM-Rasterzellen in Frankreich ebenfalls in der Verbreitungskarte dargestellt. Erste Nachweise der Art liegen seit dem Jahr 2017 aus Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen) (Edelkrebsprojekt NRW, 2018) und seit dem Jahr 2018 aus Hessen (Herrmann, Stephan & Martens, 2018) vor. Der Verbreitungsschwerpunkt von *F. immunis* liegt aktuell im Rheintal zwischen Offenburg (Baden-Württemberg) und Mainz (Rheinland-Pfalz). Dort besiedelt er nahezu alle Bäche, Altarme, Kanäle und Gräben der linksrheinischen Tiefgestade des Oberrheintals zwischen Lauterbourg (Frankreich) und Speyer (Rheinland-Pfalz). Rechtsrheinisch ist die Situation zwischen Kehl und Mannheim ähnlich (Martens, 2018a). Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 41 UTM-Rasterzellen in Deutschland vor.

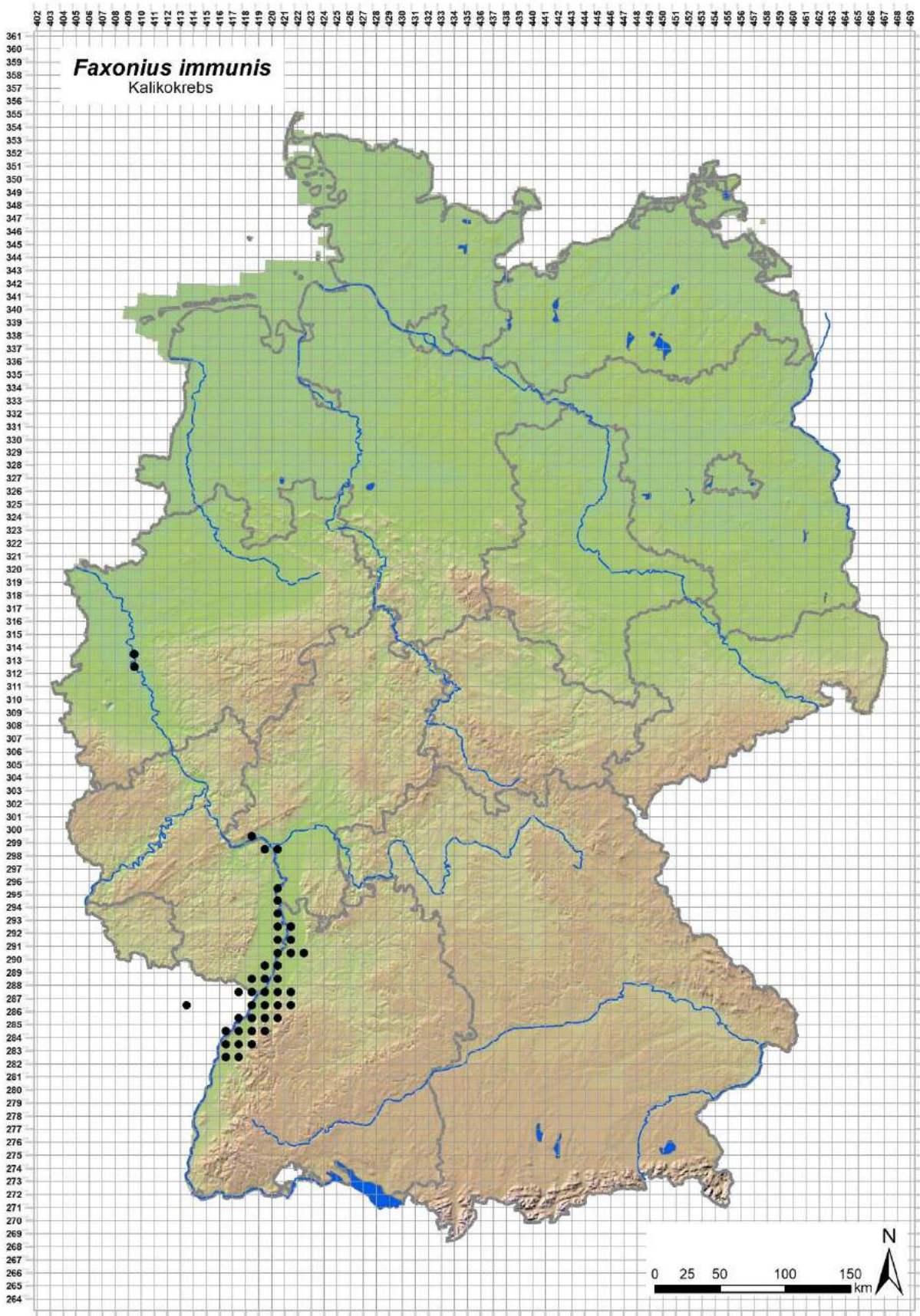


Abbildung 18: Verbreitung von *Faxonius immunis* in Deutschland und Frankreich.

### **3.1.2.6 *Procambarus virginalis* (Marmorkrebs)**

In Deutschland kommt die Art sehr verstreut und nur vereinzelt vor. Lediglich aus Norddeutschland sind nördlich einer fiktiven Linie zwischen Berlin und Cloppenburg bisher keine Vorkommen bekannt. Aktuell sind 38 UTM-Rasterzellen durch Nachweise von *P. virginalis* belegt, wobei die meisten davon (neun Stück) in Baden-Württemberg liegen. Somit handelt es sich aktuell um die NICS mit der bisher geringsten Anzahl an belegten UTM-Rasterzellen in Deutschland. Allerdings liegen für Europa die meisten Nachweise von *P. virginalis* aus Deutschland vor, wo die Art auch erstmalig nachgewiesen wurde.

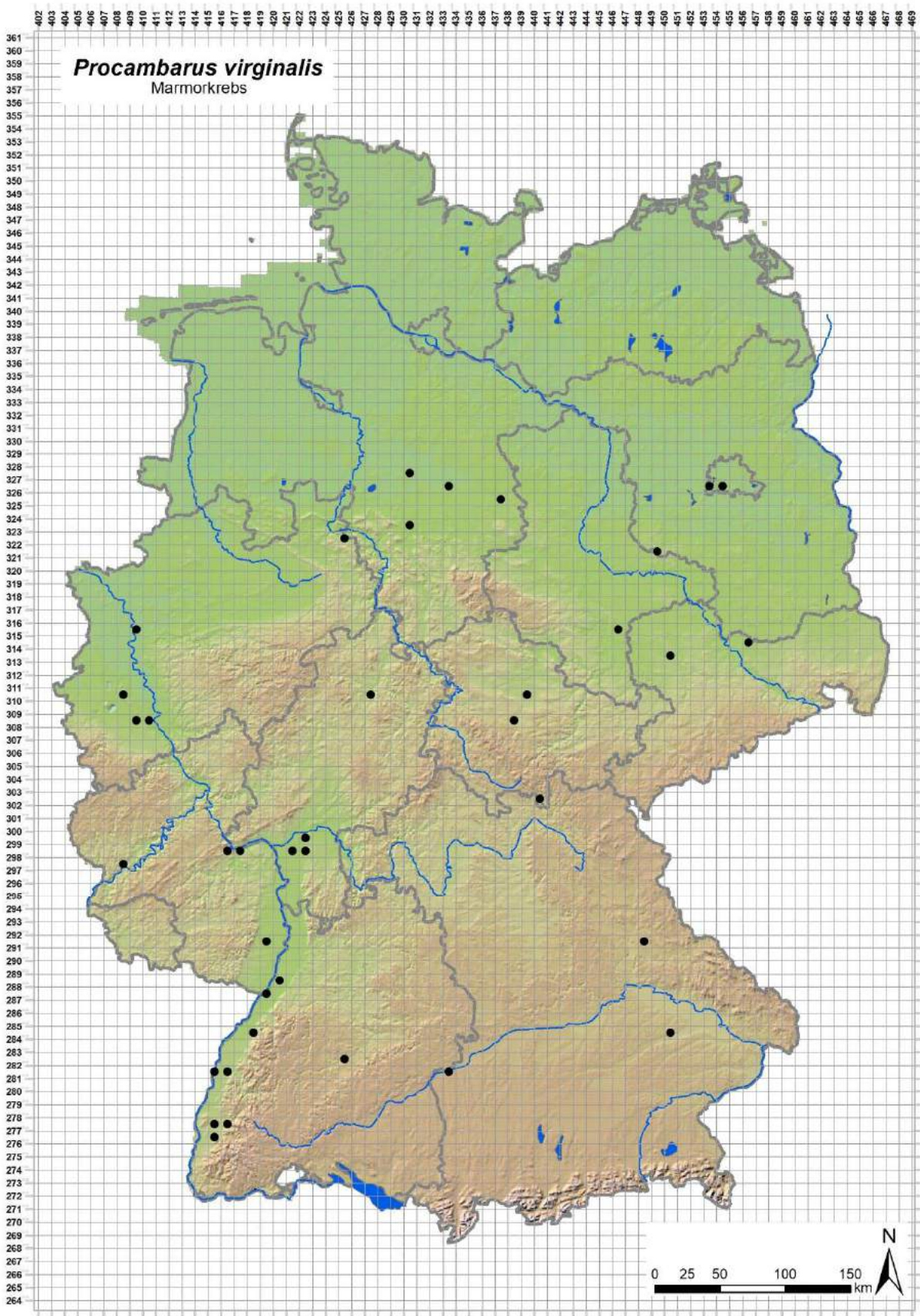


Abbildung 19: Verbreitung von *Procambarus virginalis* in Deutschland.

## 3.2 Schutzmaßnahmen für Flusskrebse

### 3.2.1 Finanzierung von Flusskrebsprojekten

Für die Finanzierung von Flusskrebsprojekten und Schutzmaßnahmen stehen auf Ebene der EU, der Bundesrepublik und der Bundesländer verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, die nachfolgend, ohne die Gewähr auf Vollständigkeit, genannt werden:

EU:

- L'Instrument Financier pour l'Environnement (LIFE) - Natur und Biodiversität
- Interreg („europäische territoriale Zusammenarbeit“)

Bund:

- Bundesprogramm biologische Vielfalt
- Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E Vorhaben)
- Naturschutzgroßprojekte

Bundesländer (am Bsp. von Baden-Württemberg):

- Fischereiabgabe
- Landschaftspflegegerichtlinie (LPR), zum Teil EU-kofinanziert
- Stiftung Naturschutzfonds
- Mittel aus Ersatzgeldern
- Ökokonto
- Projektfinanzierung über Vereine, wie Landesfischereiverband, NABU, BUND, Landesnaturschutzverband u.a.

Grundsätzlich alle Förderprogramme benötigen eine, je nach Umfang und Finanzvolumen, umfangreiche Antragsstellung. Zum Teil können die Finanzierungsinstrumente miteinander kombiniert werden.

In Baden-Württemberg konnten bisher alle unter dem Punkt Bundesländer genannten Förderinstrumente für den Flusskrebsschutz genutzt werden. Aktuell hat das Regierungspräsidium Stuttgart einen LIFE-Antrag bei der EU zur Förderung eines Schutzprojektes eingereicht. Ob der Antrag bewilligt wird, war bis zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit nicht bekannt

### 3.2.2 Erfassungsmethodiken

Kenntnisse über die Verbreitung von Arten sind elementar für die Abschätzung von deren Gefährdung und für die Konzeption sowie Durchführung geeigneter Schutzmaßnahmen (Chucholl & Brinker, 2017).

Eine Übersicht der Erfassungsmethoden von Flusskrebsen, ihrer Effizienz und ihrer Kosten-Nutzen-Relation gibt Peay (2004) mit Fokus auf *A. pallipes* in englischen Fließgewässern. Hilber (2017) vergleicht die Effektivität von drei Kartierungsmethoden an *A. astacus* und *A. torrentium*. Green *et al.* (2018) vergleicht in einer Studie die Fängigkeit von Reusen gegenüber künstlichen Verstecken.

Grundsätzlich kann zwischen zwei Methodentypen bei der Erfassung von Flusskrebsen unterschieden werden:

- I. aktive Methoden:
  - Nachsuche per Hand am Tag oder in der Nacht unter Einsatz eines feinmaschigen Handkeschers (aktives Absuchen von Verstecken)
  - Elektro-Befischung
  - Tauchen
  - Suche nach Spuren von Krebsen (Krebsteilen als Nahrungsreste von Prädatoren etc.)
- II. passive Methoden:
  - Einsatz von Reusen
  - Einsatz von künstlichen Verstecken
  - Beobachtung bei Nacht
  - Analyse von Wasser zum Nachweis von Flusskrebsarten mittels eDNA

Die Wahl einer geeigneter Erfassungsmethodik hängt maßgeblich ab von (Peay, 2004; Hilber, 2017):

- Fragestellung (Präsenz/Absenz, Ermittlung der Individuendichte, der Populationsgröße und/oder des Altersaufbau der Population, Verbreitungsgrenzen)
- Art und Zugänglichkeit des Gewässers (Stillgewässer oder Fließgewässer, Größe, Tiefe und Trübung des Gewässers)
- zu erwartende Flusskrebsart(en)
- Budget
- Zeitraum

Nachweise von Flusskrebsen durch passive Methode sind erheblich abhängig von deren Aktivität. Diese hängt z.B. stark von der Wassertemperatur und somit der Jahreszeit sowie den Abflussverhältnissen ab (Johnson, Rice & Reid, 2014). Dadurch ergibt sich eine gewisse Unsicherheit beim Einsatz von passiven Erfassungsmethoden, die es bei der Herangehensweise und der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen gilt.

Für das bundesweite FFH-Monitoring (vgl. Kapitel 1.5.1) der ICS hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und der Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (2015) entsprechende Vorgaben (2. Überarbeitung) erarbeitet. Dort wird als Methodik zur Populationserfassung die „Nachsuche per Hand am Tag unter Einsatz eines feinmaschigen Handkeschers“ vorgegeben.

In Deutschland werden nach Sichtung einer Vielzahl von Gutachten und Berichten im Rahmen der bundesweiten Recherche folgende Methodiken für die Erfassung von ICS bevorzugt angewendet:

- Nachweis von *A. astacus*: Reusen
- Nachweis von *A. pallipes* und *A. torrentium*: Nachsuche per Hand am Tag

Die beiden Methodiken werden zum Teil kombiniert angewendet und um Begehungen bei Nacht ergänzt. Je nach Fragestellungen werden den Kartierungen Voruntersuchungen und Recherchen vorgeschaltet, um geeignete Probestellen zu identifizieren (Gimpel, 2009).

Im Rahmen des „Aktionsprogrammes Steinkrebs“ des Regierungspräsidiums Stuttgart wurden im Nordosten von Baden-Württemberg 2017 und 2018 über 1100 Probestellen mit der Methode „Handfang am Tag“ untersucht. 2019 sollen die Kartierungen durch Beprobung weiterer rund 600 Probestellen abgeschlossen werden. Dabei gab es folgende methodische Vorgaben:

- durchschnittlich alle 2 Kilometer eine Probestelle
- bei Gewässern < 2 Kilometer mind. eine Probestelle
- Auswahl der geeigneten Probestelle vor Ort nach gutachterlicher Einschätzung
- pro Probestelle Prüfung von 10 geeigneten Verstecken oder 20 Minuten Nachsuche
- Abbruch nach Artnachweis

Es hat sich in diesem Projekt, wie auch im Pilotprojekt im Hohenlohekreis (Pfeiffer, 2014), bei dem über 700 Probestellen bearbeitet wurden, gezeigt, dass die Methode „Handfang am Tag“ sehr gute Ergebnisse zur Feststellung der Präsenz / Absenz von Flusskrebsen in kleineren bis mittleren Fließgewässern liefert. Lediglich bei sehr individuenarmen Flusskrebspopulationen in sehr strukturreichen Gewässern stößt die Methode an ihre Grenzen, womit der Nachweis unter Umständen nicht gelingen kann, obwohl Tiere präsent sind. Hilber (2017) stellte fest, dass der „Handfang bei Nacht“ zu den größten Fangzahlen geführt hat. Diese Methode ist aber mit einem deutlich größeren Zeitaufwand verbunden (geeignete Probestellen müssen ggf. am Tag gesucht werden) und hat zudem höhere Anforderungen an die Arbeitssicherheit. So kann der „Handfang am Tag“ als einer der effektivsten und kostengünstigsten Methoden zur Erfassung von Flusskrebsen in für die Methodik geeigneten Gewässern angesehen werden.

Die Nachweiswahrscheinlichkeit durch den Einsatz von Reusen kann in Abhängigkeit vom verwendeten Modell, Köder und vom Abstand der einzelnen Reusen im Gewässer stark variieren (Peay, 2004; Hilber, 2017). Reusen sind nur bedingt geeignet um Aussagen über Abundanzen, Altersstrukturen oder Geschlechterverhältnisse zu erlangen, da sie im Vergleich zum Handfang eine Verschiebung hin zu größeren (adulten) männlichen Tieren zeigen (Peay, 2004; Welch & Price, 2009). Außerdem hat sich gezeigt, dass *A. torrentium* deutlich schlechter mit Reusen nachgewiesen werden kann, als *A. astacus* (Hilber, 2017). Reusen werden neben der Erfassung von Beständen insbesondere dann eingesetzt, wenn Flusskrebse dem Gewässer entnommen werden sollen (vgl. Kapitel 3.2.8.3).

Die anderen, oben gelisteten Erfassungsmethoden werden in Deutschland nur in Einzelfällen oder bei speziellen Fragestellungen angewendet. So wurde z.B. ein Stillgewässer in Nordthüringen betaucht, um den Bestand von *A. astacus* zu prüfen (Kleemann, 2019, mündliche Mitteilung). Das Anbieten von künstlichen Verstecken kann, vor allem in strukturarmen Gewässern, ebenfalls eine geeignete Nachweis- wie auch Fangmethode darstellen. Als geeignete

künstliche Verstecke werden z.B. 2 DF Kalksandsteine mit Lochbohrungen (Bürkle, 2018) oder Hutchins trap (auch pan-pipe trap oder multi tube trap genannt) beschrieben (Green *et al.*, 2018). Dabei eignet sich diese Methode im Vergleich zum Einsatz von Reusen insbesondere zum Nachweis von juvenilen und weiblichen Tieren (O'Connor, Brennan & Baars, 2018). Der Nachweis mittels Elektro-Befischung wird kritisch gesehen, da die Tiere dabei geschädigt (Abwurf der Scheren) werden können (Alonso, 2000).

In den letzten Jahren steht vermehrt der Nachweis von Präsenz / Absenz von Flusskrebsen mittels eDNA-Analysen in Gewässersystemen in der Diskussion (Manfrin *et al.*, 2019). Bekannt ist, das Wirbellose per eDNA-Analyse in Fließgewässern nachgewiesen werden können (Deiner & Altermatt, 2014; Rice, Larson & Taylor, 2018). Eine Übersicht über die Möglichkeiten und Einschränkungen beim Einsatz der eDNA-Analyse zur Erfassung von aquatischen Lebewesen gibt z.B. Bohman (2014) und Agersnap *et al.* (2017). Welche Problematiken (Nicht-Nachweis per eDNA trotz Präsenz der Art im Gewässer) beim Nachweis von Flusskrebsen mittels eDNA-Analyse in Gewässern auftreten können, stellt z.B. Tréguier *et al.* (2014) und Cai *et al.* (2017) dar. Zudem kann es zu positiven Nachweisen per eDNA kommen, obwohl der Flusskrebsbestand bereits erloschen ist (Schrumpf, 2019b, schriftliche Mitteilung). Momentan kann die eDNA-Analyse nur als Ergänzung für die oben genannten etablierten Erfassungsmethoden angesehen werden.

Der Großteil der in Deutschland durchgeführten Untersuchungen an Flusskrebspopulationen erfolgt durch entsprechend erfahrene Biologen bzw. Planungsbüros. Die sichere Ansprache der Arten sowie Kenntnisse über deren Verhalten und die oben genannten Methoden sind neben strikter Einhaltung von Maßnahmen zur Seuchenprophylaxe Grundvoraussetzungen für die Erfassung von Flusskrebsen. Auch Ehrenamtliche werden aktiv in den Flusskrebschutz und zum Teil auch in Kartierungsprojekte mit einbezogen. So konnten durch gezielte Schulungen in NRW bisher über 800 Ehrenamtliche für die Erfassung von Flusskrebsen ausgebildet werden (Edelkrebsprojekt NRW, 2019b). Erfassungen von Flusskrebsen sind nur mit Einverständnis des Eigentümer bzw. Pächter des jeweiligen Fischereirechts möglich (vgl. z.B. §4 FischG Baden-Württemberg). Die Ermittlung der Eigentümer und Pächter kann, insbesondere bei großflächigen Kartierungen von kleinen Fließgewässern, sehr aufwendig sein. Zum Teil unterliegen solche Gewässer auch keiner fischereilichen Nutzung bzw. sind keine Eigentümer von Fischereirechten an diesen Gewässern bekannt. Bei großflächigen Kartierungen im Rahmen des „Aktionsprogrammes Steinkrebs“ (Regierungsbezirk Stuttgart, Baden-Württemberg) wurde deshalb in Abstimmung mit der Fischereibehörde, in allen Mitteilungsblättern der Kommunen im Untersuchungsgebiet ein Text veröffentlicht, der über den Zweck, die Art und die Dauer der bevorstehenden Erfassung der Flusskrebsbestände informierte (vgl. Anhang 10). Parallel dazu wurden die betroffenen Landratsämter und Fischereiaufseher sowie über den Landesfischereiverband Baden-Württemberg die lokalen Fischereivereine über die Kartierung informiert. Ein relativ junger Ansatz ist die Etablierung und Nutzung von Bürgerwissenschaften (citizen science), um Kenntnisse über die Verbreitung von Flusskrebsarten zu erlangen (Manfrin *et al.*, 2019). Dabei wird unter anderem durch die Bereitstellung von Apps für mobile Endgeräte Bürgern die Meldung von Flusskrebsrichtungen ermöglicht und erleichtert. Die EU will sich diesen Ansatz zu Nutzen machen und stellt eine App zur Verfügung, um Sichtungen von invasiven Arten wie z.B. *P. leniusculus*, zu erfassen und zu melden (Europäische Union, 2017b). In Deutschland wurde ein Citizen-Science-Projekt durch die PH Karlsruhe initiiert, in dem Spaziergänger dazu aufgefordert werden, Beobachtungen von an Land gefundenen Krebsen zu melden und ein Foto via Smartphone zu senden. Dadurch sollen Kenntnisse über die Überlandwanderung von *F. immunitus* gewonnen werden (Herrmann, 2018). Die Einbindung der Bevölkerung bei der Kartierung von Flusskrebsen muss allerdings kritisch hinterfragt werden, da aufgrund fehlender Kenntnisse über *A. astaci* und der damit ausbleibender Seuchenprophylaxe eine erhebliche Gefahr besteht, dass die Tierseuche verschleppt wird.

### 3.2.3 Datenerfassung, Datenhaltung und Datenweitergabe

Neben dem Einsatz einer geeigneten Methode zur Erfassung von Flusskrebsen ist die möglichst standardisierte Erfassung der Ergebnisse ein wichtiger Baustein für die weitere Verwendung der erhobenen Daten. Neben dem eigentlichen Nachweis kann die Erhebung von biotischen wie abiotischen Parametern an den Probestellen wichtige Grundlagen für eine Bewertung der Gefährdung und für die Konzeption von Schutzmaßnahmen liefern. Im Rahmen des FFH-Monitorings müssen neben Daten zum Zustand der Population Parameter wie Habitatqualität und Beeinträchtigungen erfasst und bewertet werden (Bundesamt für Naturschutz (BfN) und der Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht, 2015). In den einzelnen Bundesländern gibt es zudem unterschiedliche Erhebungsbögen zur Erfassung der Anhang II - Arten *A. pallipes* und *A. torrentium* nach der FFH-Richtlinie, wie z.B. im „Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg“ (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2014).

Viele dieser Bögen sind auf bundes- oder länderebene standardisiert, ein allgemein einheitlicher Erfassungsbogen für Flusskrebse auf Bundesebene existiert allerdings nicht, so dass eine Vielzahl von unterschiedlichen Bögen in lokalen Projekten genutzt wird.



Als Mindestanforderungen zur Datenerhebung bei der Erhebung von Flusskrebsen können folgende Parameter gesehen werden (Dußling, 2017; Edelkrebsprojekt NRW, 2019a):

- erfassende Person (Name, Anschrift, Telefonnummer und E-Mail-Adresse)
- Datum der Erfassung
- Probestellennummer
- Gewässername
- Vorfluter(kette) des Gewässers
- Lage des Gewässer(-abschnittes)
- Angabe von Lageinformationen zur Probestrecke (z.B. Rechts-/Hochwerte, oder geographische Koordinaten in Grad)
- verwendete Erfassungsmethode
- Krebsart, Anzahl, Geschlecht und Größenklassen (Altersstadium), ggf. unbestimmt
- aussagekräftige Bilder der gefundenen Tieren (Aufsicht gesamtes Tier, Carapax, Scheren, Untersicht Scheren und Abdomen)
- nicht Nachweis
- Bemerkungen / Auffälligkeiten

Darüber hinaus bietet es sich an, weitere Parameter zum Gewässer und seinem Umfeld zu erheben, wie (Dußling, 2017; Edelkrebsprojekt NRW, 2019a):

- Substrat
- Gewässerlauf und -struktur
- durchschnittliche Gewässerbreite
- durchschnittliche Gewässertiefe
- Trübung
- Uferstruktur
- Uferbewuchs
- Ausprägung des Uferrandstreifens
- angrenzende Nutzung
- Beibeobachtungen (z.B. Fische, Großmuscheln, Amphibien und Reptilien, Libellen)

In der Schweiz werden je nach Projekt weitere Parameter erfasst (Krieg, 2019, schriftliche Mitteilung), wie:

- Anzahl Scheren
- Krankheitsanzeichen
- Krebssegel
- Gewicht
- Eiertragend
- Carapax-Länge
- Gesamt-Länge

Die Datenhaltung erfolgt in allen Bundesländern in Datenbanken, zentral und dezentral, in unterschiedlichster Form (Microsoft Excel und Access, Oracle-Datenbanken etc.) und mit unterschiedlichem Aufbau. In der Regel werden in Deutschland die Erhebungsbögen in Papierform vor Ort per Hand ausgefüllt und im Anschluss im Büro in digitale Protokolle oder direkt in Datenbanken überführt. Da die Übertragung von Daten per Hand fehleranfällig ist, hat sich die Nutzung von digitalen Protokollen mit integrierter Qualitätssicherung beim Ausfüllen wie beim Import in die Datenbank, bewährt. In Baden-Württemberg wird ein entsprechendes Protokoll auf Basis von Microsoft Excel zur Erfassung von Flusskrebsen (siehe Anhang 3) durch die Fischereiforschungsstelle des Landes zur Verfügung gestellt. Die ausgefüllte Excel Tabelle erzeugt auf Knopfdruck eine Textdatei im ASCII-Format, die automatisiert in das Fischartenkataster Baden-Württemberg (FiaKa) eingelesen werden kann. Dies ist auch im Batch-Prozess mit einer Vielzahl von Datensätzen möglich. Zudem kann ebenfalls per Knopfdruck eine PDF-Datei des Erhebungsbogen erzeugt werden, der sich zum Ausdruck, zur Weitergabe an Dritte und zur Archivierung eignet. Gegenüber statischen Tabellen-Datenbanken sollten Datenbanken mit explizitem Raumbezug (GIS-Komponente) bevorzugt werden.

Bei der Erfassung im Feld können auch Feldcomputer oder Tablets mit entsprechenden Apps genutzt werden, um die Parameter bereits vor Ort digital erfassen und schneller weiterverarbeiten zu können. Diese Methode wird bereits in der Praxis eingesetzt (Chucholl, 2017a). Einige Tablet-Modelle besitzen leistungsfähige GPS-Systeme durch parallele Nutzung mehrere Empfangssysteme, die selbst in Tallagen und Wäldern eine relativ präzise Positionserfassung zulassen, was die Dokumentation der Lage der Probestelle vereinfacht. Allerdings ist der Einsatz elektronischer Geräte in und am Wasser nicht unkritisch, zudem ist man von Akkulaufzeiten und Lademöglichkeiten abhängig.

Die Bereitstellung der Daten zu Vorkommen von Flusskrebsen innerhalb von Behörden, Projekten, Bundesländern oder auf Bundesebene ist höchst unterschiedlich und wird vielfach kritisch diskutiert, wie der Verfasser im Rahmen der Recherche feststellen musste. Aus Artenschutzgründen wird häufig die Ansicht vertreten, möglichst wenigen Personen lagegenaue Informationen zu den Vorkommen der ICS zugänglich zu machen. Diese Haltung ist verständlich, denn die Gefährdung von Populationen durch die Einbringung von NICS und die Einschleppung von *A. astaci* durch den Menschen, sei es durch Unwissenheit, Fahrlässigkeit oder sogar durch Absicht, ist definitiv gegeben (vgl. Kapitel 1.5.2.2 und 1.5.2.3.). Teilweise werden auch Bedenken aus fischereilicher Sicht geäußert, da Flusskrebse dem Fischereirecht unterliegen und die Pächter- und Inhaber der Fischereirechte Nutzungsrechte und Hegeverpflichtungen haben, die möglicherweise durch Dritte beeinträchtigt werden können.

Diese Zurückhaltung bei der Datenbereitstellung kann allerdings im schlimmsten Fall dazu führen, dass Population der ICS bei anzeige- oder genehmigungspflichtigen Eingriffen nicht berücksichtigt werden. Es wird deshalb empfohlen, zumindest den zuständigen (Genehmigungs-)Behörden, in den ggf. unterschiedlichen Verwaltungsebenen, sowie den Kommunen die Daten zur Verbreitung von Flusskrebsen zur Verfügung zu stellen, damit diese bei Eingriffen, Maßnahmen oder Schadensfällen an Gewässern entsprechend berücksichtigt werden können. Für die Datenbereitstellung stehen in den Bundesländern bereits entsprechende Informationssysteme aus Datenbanken und GIS-Anwendungen für Umweltdaten zur Verfügung. Alternativ können browserbasierte Karten-/Daten-Viewer zum Einsatz kommen, die unabhängig von lokal installierten Datenbank- und GIS-Anwendungen genutzt und mit jedem internetfähigen Endgerät verwendet werden können. Zudem muss diskutiert werden, wie Gewässereigentümer, Anlieger und Fischereiausübungsberechtigte adäquat über Vorkommen von ICS und NICS in ihren Gewässern informiert werden können, um einen Schutz der Bestände der ICS zu gewährleisten. Dies ist im Zusammenhang mit einer geeigneten Öffentlichkeitsarbeit zu sehen.

### 3.2.4 Öffentlichkeitsarbeit

Zentraler Baustein für den Schutz der letzten Bestände der ICS in Deutschland ist eine umfangreiche und gezielte Öffentlichkeitsarbeit (Pfeiffer, 2016; Edelkrebprojekt NRW, 2019b). Bei größeren Projekten hat es sich bewährt, nach Abschluss der Kartierungen (und der Maßnahmenplanung) zunächst eine Informationsveranstaltung durchzuführen, zu der alle relevanten Akteure im Gebiet eingeladen werden (Pfeiffer, 2016).

Bereits bei der Kartierung von Flusskrebsbeständen können Ehrenamtliche eingebunden werden (Edelkrebprojekt NRW, 2019b). Sind die Vorkommen von ICS wie NICS in Fließ- und Stillgewässern bekannt, müssen umgehend die zuständigen Behörden, die Gewässereigentümer (bei mittleren und kleinen Fließgewässern sind dies häufig die Kommunen), die Eigentümer und Pächter der Fischereirechte sowie ggf. die Anlieger adäquat informiert werden. Neben einer schriftlichen Information haben sich Ortstermine mit den zuvor genannten Personengruppen bewährt.

So wurden im „Pilotprojekt zum Schutz des Steinkrebsses im Hohenlohekreis“ (Baden-Württemberg) alle Kommunen über die Bestände von ICS und NICS in ihren Gewässern informiert sowie Ortstermine mit den Verantwortlichen und den Mitarbeitern der kommunalen Bauhöfe durchgeführt, um den Schutz der Bestände der ICS zu gewährleisten oder die Ver- und Einschleppung von *A. astaci* zu vermeiden (Pfeiffer, 2016). Dabei hat sich herausgestellt, dass die Kommunen häufig großes Interesse am Schutz „ihrer Flusskrebse“ zeigen und sich aktiv in die Maßnahmenumsetzung einbringen wollen (vgl. Kapitel 3.2.5).

Neben den Eigentümern der Gewässer sind die Inhaber und Pächter der Fischereirechte sowie Fischereiausübungsrechte eine wichtige Zielgruppe für den Flusskrebsschutz. Der Schutz von ICS und die Fischereiausübung steht vor allem im Zusammenhang mit:

- Gefahr der Übertragung von *A. astaci* durch Fischereiausübung
- Einschleppung von *A. astaci* durch Fischbesatz
- absichtlicher wie unbeabsichtigter Besatz mit NICS
- illegale Zucht und Besatz von ICS
- Eindämmung und Bekämpfung von NICS
  - Entnahme von NICS, z.B. durch Reusenfang
  - Betreuung von Krepssperren (vgl. Kapitel 3.2.8.5)
  - Monitoring

Eine weitere wichtige Zielgruppe sind Aquarianer und Bewirtschafter von Teichanlagen im Projektgebiet, da immer wieder im Zusammenhang mit der Ausbringung von NICS gebracht werden (vgl. Kapitel 1.5.2.3.). Neben der Kontaktaufnahme mit Aquarienvereinen bieten auch Aquaristik-Messen Möglichkeiten, eine entsprechende Sensibilisierung im Umgang mit NICS herbei zu führen und darüber aufzuklären, dass NICS der Unionsliste nach der IAS-Verordnung nicht mehr gehandelt und gezüchtet werden dürfen (vgl. Kapitel 1.5.1).

Neben der Information von Akteuren ist auch die Fortbildung von Gruppen und Einzelpersonen, die im und am Gewässer tätig sind, ein zentraler Baustein der Öffentlichkeitsarbeit. Die Erarbeitung von Informations- und Schulungsunterlagen bis hin zur Durchführung von Workshops und Seminaren sind ein umfangreiches Aufgabenfeld, dessen Aufbau sich insbesondere bei größeren Projekten oder auf überregionaler Ebene lohnt. So werden z.B. im Rahmen des Edelkrebsprojektes NRW umfangreiche Unterlagen und Veranstaltungen sowie spezielle Lehrhefte für die Verwendung in Schulen angeboten (Edelkrebsprojekt NRW, 2012). In Baden-Württemberg konnten bereits kommunale Bauhöfe im Rahmen von Fortbildungsveranstaltungen der WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH speziell zu den Anforderungen für Flusskrebse angepassten Gewässerunterhaltung geschult werden (Höfler, 2017).

Je nach Projektgröße und Art der Schutzmaßnahmen für ICS ist es sinnvoll, eine begleitende Pressearbeit durchzuführen. Lokale Tageszeitungen, aber auch Rundfunk und Fernsehen nehmen dieses Thema in der Regel dankbar auf. Dies zeigte sich z.B. im „Pilotprojekt zum Schutz des Steinkrebse im Hohenlohekreis“ (Baden-Württemberg) (Pfeiffer, 2014). Um fehlerhafte Aussagen oder Missverständnisse in der Berichterstattung zu vermeiden hat es sich bewährt, entsprechende kurze und prägnante Unterlagen für die Presse vorzubereiten und anzubieten sowie die Beiträge vor Veröffentlichung inhaltlich zu prüfen.

Wie weit eine Öffentlichkeitsarbeit zum Schutz von Flusskrebsen gehen soll, wird in Fachkreisen kontrovers diskutiert. Fakt ist, dass die Bevölkerung so gut wie keine Kenntnisse über heimische Flusskrebse und deren Gefährdung hat. Eine grundsätzliche Aufklärung und Sensibilisierung im Rahmen einer Öffentlichkeitsarbeit ist daher notwendig. Eine zielgerichtete Öffentlichkeits- und insbesondere Pressearbeit ist dazu geeignet, wichtige Entscheidungsträger wie Bürgermeister, Behördenvertreter und Vereinsfunktionäre von der Notwendigkeit und der Sinnhaftigkeit von Schutzmaßnahmen für Flusskrebse zu überzeugen. Immer wieder muss der Verfasser feststellen, dass selbst innerhalb der Fischerei-, Naturschutz- und Wasserwirtschaftsverwaltungen erhebliche Informations- und Kenntnisdizite über heimische Flusskrebse und deren Gefährdung bestehen und Schutzmaßnahmen eine geringe Bedeutung wie Priorität beigemessen wird.

### 3.2.5 Erhalt und Optimierung des Lebensraums

Zu gezielten Lebensraumoptimierungen für *A. astacus* in Deutschland konnten im Rahmen der Recherche nur wenige Informationen gesammelt werden. Dafür können folgende Gründe in Frage kommen: *A. astacus* gilt als die ICS mit den im Vergleich niedrigsten Habitatsansprüchen und höchsten Temperaturtoleranzen (Füreder, 2009). So eignen sich eine Vielzahl von Stillgewässern bei Abwesenheit von NICS und *A. astaci* als Lebensraum für die Art (Keller, 2009). In den letzten Jahrzehnten fand der überwiegende Teil von Besatzmaßnahmen von *A. astacus* in Stillgewässern statt (Chucholl, 2019c, mündliche Mitteilung), so dass sich heute die meisten Vorkommen der Art in Deutschland in Teiche und Seen befinden. Die Aufwertungsmöglichkeiten sind in diesen Gewässern vermutlich gering oder nicht zwingend notwendig, wenn die Art mit den dort vorherrschenden Bedingungen zurechtkommt.

Die Verbreitung von *A. pallipes* und *A. torrentium* beschränkt sich, auf Grund der jahrzehntelangen Bestandsrückgänge und der massiven Ausbreitung von NICS in Deutschland, heute zum größten Teil auf die Oberläufe der Fließgewässer in den Mittelgebirgen (vgl. Kapitel 3.1.1.2 und 3.1.1.3). Diese Gewässerabschnitte sind teils noch naturnah ausgeprägt und unterliegen meist nur geringen Beeinträchtigungen. Deshalb bestehen hier i.d.R. nur geringe Aufwertungsmöglichkeiten – der Fokus muss daher auf dem Erhalt dieser wertvollen Lebensräume liegen. Um die im Kapitel 1.5.2.1 genannten Beeinträchtigungen wie z.B. nicht angepasste Gewässerunterhaltung, Eingriffe in Gewässer oder stoffliche Belastung zu vermeiden, bedarf es vor allem einer gezielten Information und Sensibilisierung der Gewässereigentümer, -nutzer und -anlieger (vgl. Kapitel 3.2.4).

Angaben zu chemisch-physikalischen und ökomorphologischen Ansprüchen der ICS finden sich z.B. in Souty-Grosset (2006) und Chucholl & Brinker (2017).

Mit welchem geringem Aufwand rasch Lebensraumoptimierungen möglich sind, zeigt ein Beispiel aus dem Hohenlohekreis (Baden-Württemberg). Dort wurde 2015 ein individuenarmer Bestand von *A. torrentium* in einem kleinen wegbegleitenden und relativ strukturarmen Fließgewässer im Offenland erfasst. Im Oktober 2017 wurde ein Ortstermin mit der Kommune durchgeführt und erläutert, wie durch Einbringung von standortgerechtem Grobsubstrat (Einbringen von strukturgebenden Steinen) eine Aufwertung möglich wäre. Bereits 2 Monate später konnte die Maßnahme unter Begleitung eines Flusskrebsexperten durch den städtischen Bauhof, der Jugendfeuerwehr und der Naturschutzinitiative e.V. umgesetzt werden (Pfeiffer, 2017a). Eine erste Kontrolle in 2018 hat gezeigt, dass *A. torrentium* die eingebrachten Strukturen gut annimmt (Pfeiffer, 2018b).



**Abbildung 20:** Lebensraumaufwertung durch Feuerwehreinsatz. Danke des Einsatzes des städtischen Bauhofes und der Jugendfeuerwehr konnte unter fachlicher Anleitung autochthones Steinmaterial (links im Bild) in einen kleinen Bach im Nordosten von Baden-Württemberg eingebracht werden, um die Strukturvielfalt zu erhöhen und den vorhandenen Bestand von *A. torrentium* zu fördern. Schon im Jahr darauf wurde bei einer Kontrolle festgestellt, dass die neuen Strukturen gut von *A. torrentium* angenommen wurden (Pfeiffer, 2018b). (Foto: Herr Schweizer, Stadt Neuenstein)

Es gibt Beispiele aus Deutschland die zeigen, dass Flusskrebse auch auf den ersten Blick erheblich veränderte und strukturarme Gewässer besiedeln können (Pfeiffer, 2014; Dümpelmann & Hugo, 2017). Selbst in erheblich veränderten Gewässern in Ortslagen können durch Erosionsprozesse z.B. Schäden an Sohlshalen entstehen und sich für ICS besiedelbare Strukturen ausbilden (Pfeiffer, 2014). Ob und in welchem Umfang in solchen Gewässern Aufwertungsmaßnahmen für Flusskrebse sinnvoll sind, muss kritisch diskutiert werden, da solche Maßnahmen meist mit Eingriffen in Sohle und Ufer verbunden sind, die zu Beeinträchtigungen der Population führen können. Auch durch Sanierung dieser strukturbildenden Erosionsschäden können erhebliche Beeinträchtigungen der Bestände der ICS verursacht werden.



**Abbildung 21:** Selbst naturferne Gewässer in Ortslagen können von Flusskrebsen besiedelt werden, wenn geeignete Versteckmöglichkeiten, wie unterspülte Ufer, zerbrochene Sohl-schalen etc. vorhanden sind. Das Bild zeigt ein Gewässer mit Vorkommen von *A. torrentium* in Baden-Württemberg. (Foto: Verfasser)



**Abbildung 22:** Kleines Fließgewässer am Rande einer Ortschaft in Baden-Württemberg mit Bestand von *A. torrentium* (und einwanderndem *P. leniusculus*). Schäden an der Sohl- und Uferbefestigung haben Spalten und Hohlräume entstehen lassen, die von Flusskrebsen besiedelt werden. Eine Sanierung der Schäden wie eine Renaturierung könnte hier erhebliche negative Folgen auf die Population haben. (Foto: Verfasser).

Grundsätzlich sind die Einrichtung und Erweiterung von Uferstreifen sowie die Ermittlung und Beseitigung von diffusen wie punktuellen Belastungsquellen geeignete Maßnahmen, um Bestände der ICS zu schützen (Chucholl & Brinker, 2017). Insbesondere ein mit standortgerechten Laubgehölzen bestockter Gewässerrandstreifen wirkt sich positiv auf Flusskrebse aus, da sie gleichermaßen die Struktur des Ufers erhöhen, Nahrung bieten (Laub) und die Gewässer beschatten, was wiederum zu niedrigeren Wassertemperaturen führt (Chucholl & Brinker, 2017). Es bleibt abzuwarten, ob positive Effekte durch das Inkrafttreten des § 29 Abs. 3 Satz 3 Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG BW), der die Nutzung als Ackerland in einem Bereich von fünf Metern innerhalb des Gewässerrandstreifens einschränkt, eintreten.

Ein besonderes Augenmerk sollte auf eine angepasste Unterhaltung der Gewässer gelegt werden. Insbesondere Fließgewässer unterliegen einer regelmäßigen Unterhaltung durch die Verantwortlichen, meist den Kommunen als Eigentümer der Gewässer 2. Ordnung, um den Abflussquerschnitt aufrecht zu erhalten, Schäden durch Erosionsprozesse zu minimieren und um die Verkehrssicherungspflicht zu gewährleisten (vgl. Kapitel 3.2.4). So können z.B. durch Substraträumungen, Sicherungsmaßnahmen an Uferabbrüchen, Maßnahmen an Ufergehölzen wie Forstarbeiten im Wald, Lebensräume von Flusskrebsen beeinträchtigt werden (Chucholl & Brinker, 2017).



**Abbildung 23:** Zustand nach Grabenräumung eines kleinen Mittelgebirgsbaches in Baden-Württemberg, der die Funktion eines Wegseitengrabens erfüllt. Vermutlich erfolgte die Maßnahme, um den Abflussquerschnitt freizuhalten. Kurz zuvor wurde durch Kartierung ein individuenreicher Bestand von *A. torrentium* im Gewässer belegt. Es ist von einer erheblichen Beeinträchtigung der Population auszugehen, da bei der Räumung auch in die Sohle des Gewässers eingegriffen wurde (Pfeiffer, 2019, mündliche Mitteilung). (Foto: M. Pfeiffer)



**Abbildung 24:** Toter *A. pallipes* und Körperteile von weiteren Individuen. Die Tiere wurden im Rahmen einer Unterhaltungsmaßnahme in Baden-Württemberg zusammen mit dem Substrat dem Gewässer entnommen (Pfeiffer, 2019, mündliche Mitteilung). (Foto: M. Pfeiffer)

Bei genehmigungspflichtigen Eingriffen in und an Gewässern sind Vorkommen von Flusskrebsen auf Grund ihres Schutzstatus (vgl. Kapitel 1.5.1) zwingend zu berücksichtigen. Deshalb ist es von Bedeutung, dass die zuständigen Genehmigungsbehörden Kenntnisse über die Verbreitung der ICS und NICS in ihrem Zuständigkeitsbereich haben (vgl. Kapitel 3.2.3), um bereits in einem frühen Stadium des Genehmigungsverfahrens auf die Berücksichtigung der Arten bei der Planung hinzuwirken. Dabei ist nicht nur die Beeinträchtigung der Lebensstätten von ICS zu prüfen und zu bewerten, auch die Einhaltung einer Seuchenprophylaxe (Gefahr der Einschleppung von *A. astaci*) ist einzufordern (vgl. Kapitel 3.2.8.8). Selbst aus gewässerökologischer Sicht sinnvolle Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit sollten kritisch geprüft und abgewogen werden, wenn sich oberhalb des Maßnahmenstandortes Bestände von ICS befinden und die Bauwerke prinzipiell geeignet sind oder so modifiziert werden können, dass sie NICS von einer Einwanderung abhalten können (vgl. Kapitel 3.2.8.5).

Möglicherweise zählen ICS zu den Verlierern des Klimawandels (Capinha *et al.*, 2013; Hossain *et al.*, 2018). Außergewöhnlich lange und warme Trockenphasen, wie z.B. vom Frühsommer bis zum Herbst 2018 in Deutschland, haben in einer Vielzahl von Fließgewässern zu langanhaltenden Niedrigwasserabflüssen bis hin zur Austrocknung geführt. Chucholl (2018b) hat im August 2018 13 ausgewählte Bäche mit Beständen von *A. pallipes* und *A. torrentium* in Baden-Württemberg untersucht, um die Auswirkungen der Trockenheit auf die Gewässer und die Flusskrebsbestände zu analysieren. Dabei wurde festgestellt, dass der außergewöhnlich trockene Sommer 2018 in mehr als der Hälfte der untersuchten Bestände als deutlicher Stressor gewirkt hat und in vier Beständen signifikante, bestandsgefährdende Schädigungen eingetreten sind. Ein Bestand von *A. pallipes* ist vermutlich auf Grund von Austrocknung erloschen. Chucholl (2018b) empfiehlt verschiedene Maßnahmen, wie die Förderung der Beschattung der Gewässer durch standortangepasste Laubgehölze, eine Einschränkung der Wasserentnahme, ein Monitoring der Wasserführung in Trockenjahren und die Entwicklung von Notfallplänen bei Austrocknung, um die Gefährdung von Beständen durch Trockenheit zu reduzieren. Die Ausbreitung von NICS kann möglicherweise durch Trockenheit und langanhaltende Niedrigwasserabflüsse gefördert werden. So wurde in Hessen durch Hennings (2018) festgestellt, dass die Trockenheit 2018 die Ausbreitung von *P. leniusculus* möglicherweise begünstigt hat, da dieser in kurzer Zeit, trotz vorhandener Hindernisse, in drei neue Gewässer eingewandert ist. Umgekehrt können auch Extremabflüsse nach z.B. lokalen Starkregenereignissen erhebliche Auswirkungen auf kleine Fließgewässer und die Flusskrebsbestände nach sich ziehen. Im

Nordosten von Baden-Württemberg kam es Ende Mai 2016 zu solch einem Ereignis, bei dem innerhalb weniger Stunden regional über 100 L/m<sup>2</sup> Niederschlag gefallen sind und es zu Extremabflüssen, vermutlich im Bereich > HQ<sub>1000</sub>, an kleinen Fließgewässern gekommen ist (Bronstert, 2016). Dabei kam es zu ausgeprägten und tiefgreifenden Geschiebemobilisierungen, die dazu führten, dass ein Gewässer auf mehreren Kilometern Länge in kurzer Zeit praktisch frei von Makrozoobenthos und damit auch von dem zuvor vorhanden Bestand von *A. torrentium* war (Kunz, 2019, schriftliche Mitteilung). Weitere betroffene Gewässer mit bekannten Beständen von *A. torrentium* in der Region wurden von Pfeiffer (2016) kontrolliert. Dabei zeigte sich, dass einige Populationen, vor allem in den Unterläufen, stark in Mitleidenschaft gezogen waren, es aber zu keinen Populationsverlusten kam.

### 3.2.6 (Wieder-)Ansiedlung und Vermehrung

„Da heimische Arten kaum mehr in der Lage sind, sich als Bestand zu stabilisieren, und schon gar nicht, sich wieder flächendeckend auszubreiten, zielen Besatzüberlegungen hauptsächlich auf Arterhaltung“ (Keller, 2009). (Wieder-)Ansiedlung gilt heute als eine wichtige Strategie zur Förderung und zum Erhalt der Bestände der ICS (Schulz, Stucki & Souty-Grosset, 2002). Nach Chucholl & Brinker (2017) sollte eine (Wieder-)Ansiedlung „grundsätzlich nur innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes in Betracht gezogen werden mit dem Ziel, einen langfristig lebensfähigen, freilebenden Bestand in einem ursprünglich besiedelten oder neu entstandenen Lebensraum zu gründen“.

Die Möglichkeiten zur Wiederansiedlung von ICS hängt maßgeblich von der Verfügbarkeit geeigneter Gewässer ab. Diese stehen bei *A. pallipes* und *A. torrentium* auf Grund ihrer ökologischen Anforderungen nur sehr eingeschränkt zur Verfügung. Wenn Gewässer im Jahresverlauf austrocknen, was mit Blick auf den Klimawandel und speziell auf das Trockenjahr 2018 immer häufiger der Fall sein wird, sind diese als Wiederansiedlungsgewässer ungeeignet.

Die (Wieder-)Ansiedlung von ICS kann nach drei Grundsätzen unterschieden werden (Taugbøl & Peay, 2004):

- Wiederansiedlung eines in jüngerer Zeit verloren gegangenen Bestandes.
- Wiederansiedlung zur Ausweitung des Verbreitungsgebietes innerhalb des historischen Verbreitungsgebietes der Art.
- Schaffung von neuen oder isolierten Populationen, um die genetische Vielfalt der Art zu erhalten.

Folgende Anforderungen werden nach Chucholl & Brinker (2017) an ein für die Wiederansiedlung geeignetes Gewässer gestellt:

- Es dürfen keine Flusskrebse vorkommen.
- Falls in jüngerer Zeit ein Bestand von ICS vorhanden war, müssen die Ursachen für das Verschwinden ermittelt und berücksichtigt werden, um zu verhindern, dass ein erneutes Aussterben eintritt.

Darüber hinaus sollen nach Souty-Grosset & Reynolds (2009) keine NICS im Umkreis von 50 bzw. 20 Kilometern in angrenzenden Gewässern vorhanden sein, die Zielgewässer den Anforderungen der WRRL hinsichtlich Struktur und Wasserqualität entsprechen, ein geringes Risiko für Gewässerverschmutzungen sowie eine ausgeprägte Gewässerstruktur bestehen und ein akzeptierbares Level an Prädatoren vorhanden sein. Da vermutlich kaum geeignete Gewässer in Deutschland die oben genannten Abstandskriterien zu Beständen der NICS erfüllen, muss im Vorfeld eine Risikoanalyse hinsichtlich der Einwanderung von NICS und ggf. Schutzmaßnahmen, wie der Bau von Kressperren, durchgeführt werden. Bei einer Analyse zur Verfügbarkeit von Wiederansiedlungsgewässern für *A. pallipes* und *A. torrentium* in Baden-Württemberg musste festgestellt werden, dass eine Großzahl der betrachteten Gewässer wegen der Präsenz von NICS und der Gefahr der Austrocknung ungeeignet waren (Chucholl, 2015a). Im Rahmen des Edelkrebsprojektes NRW wurden spezielle Bewertungsbögen für Fließ- und Stillgewässer entwickelt, um deren Eignung für einen Besatz mit *A. astacus* besser einschätzen zu können. Von den am besten bewerteten Gewässern werden pro Jahr fünf bis sechs Gewässer mit *A. astacus* besetzt (Groß, 2019, schriftliche Mitteilung).

Die (Wieder-)Ansiedlung kann entweder mit Tieren aus Spenderbeständen (Donorbeständen) (Chucholl, 2015a) oder mit Tieren aus Zucht erfolgen. Die Suche nach Donorbeständen spielt insbesondere für die (Wieder-)Ansiedlung von *A. pallipes* und *A. torrentium* eine Rolle, da für *A. pallipes* in Deutschland keine Zucht existiert und es für *A. torrentium* nur wenige Zuchten gibt bzw. sich Zuchten erst im Aufbau befinden. Nach Chucholl (2015a) kommen als Donorbestände (für *A. pallipes* und *A. torrentium*) nur Bestände mit einer Anzahl > 2.000 Individuen in Frage um auszuschließen, dass eine Entnahme von Besatztieren keinerlei Gefährdung für die Bestände verursacht. Schulz *et al.* (2002) empfehlen, nicht mehr als 10 % der Individuen pro Jahr aus dem Donorbestand zu entnehmen, wobei dieser mehrere tausende Individuen umfassen sollte. Dabei müssen insbesondere bei *A. pallipes* und *A. torrentium* auch die populationsgenetischen Differenzierungen bei der Wahl der Donorbestände berücksichtigt werden (Schulz *et al.*, 2002). So greift Chucholl (2015a) auf Donorbestände aus dem gleichen Haupteinzugsgebiet zurück. Obwohl die Bestände von *A. astacus* in Deutschland durch Zucht und Besatz erheblich anthropogen überprägt sind, sind auch hier

genetische Differenzierungen in Einzugsgebieten bekannt, die es bei (Wieder-)Ansiedlungen zu berücksichtigen gilt (vgl. Kapitel 3.1.1.1).

Souty-Grosset & Reynolds (2009) empfehlen, mit Verweis auf Peay (2002), für den Besatz eine Mischung aus adulten und juvenilen Tieren aller Größenklassen über mindestens drei Jahre. Taugbøl & Peay (2004) erläuterten, dass juvenile Besatztiere sich eher stationär verhalten und dieses Verhalten beibehalten, während adulte Besatztiere eher zur Abwanderung neigen. Hinsichtlich des Geschlechterverhältnisses werden 1:1 bis 1:3 zwischen Männchen (m) und Weibchen (w) empfohlen, wobei mindestens 50 - 100 Tiere besetzt werden sollten (Souty-Grosset & Reynolds, 2009). Chucholl (2015a) hat im Rahmen eines Projektes zur Etablierung von Archepopulationen zwischen 48 und 115 Exemplare von *A. torrentium* in drei Zielgewässern und 127 Exemplare von *A. pallipes* in einem Zielgewässer eingesetzt. Dabei betrug das Geschlechtsverhältnis zwischen 0,7-1:1 (m:w) zugunsten von Weibchen. Bei ersten Kontrollen konnten in allen Zielgewässern noch Tiere nachgewiesen werden, eine abschließende Bewertung über den Erfolg der Maßnahmen kann jedoch erst nach Ende der fünfjährigen Projektlaufzeit erfolgen. Souty-Grosset & Reynolds (2009) konnten allerdings bei einer Analyse von 59 Fallstudien über die Wiederansiedlung von *A. pallipes* in Europa keine klare Strategie ausmachen, die zu einem sicheren Erfolg solcher Maßnahmen führt.

Die Nutzung von Tieren aus der Zucht für (Wieder-)Ansiedlungen ist besonders bei *A. astacus* etabliert. Dies liegt unter anderem in der Historie begründet, da *A. astacus* schon seit vielen Jahrhunderten einer Nutzung und damit auch einer Zucht unterliegt (vgl. Kapitel 1.4.1.1). Die Zucht von *A. astacus* erfolgte insbesondere nach der ersten Infektionswelle mit *A. astaci*, durch Entnahme von Tieren aus den verbliebenen Beständen der Art in Europa (Keller, 2009). Unter den ICS stellt *A. astacus* aufgrund seiner Biologie und seiner Habitatansprüche die Art dar, welche am einfachsten unter kontrollierten Bedingungen zur Vermehrung gebracht werden kann (Keller, 2009; Hager, 2018). Keller (2009) nennt als wichtigste Anforderung an Zuchtgewässer von *A. astacus* den Ausschluss von *A. astaci* im eigentlichen Gewässer und in seinem Einzugsgebiet. Eine Übersicht weiterer Anforderungen und Voraussetzungen zur Zucht von *A. astacus* geben neben Keller (2009) z.B. Ackefors (2000) und Hager (2018). Durch das Forschungsprojekt MaNaKa soll unter der Federführung des AWI – Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung und der Universität Koblenz-Landau ein „Maßnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmaßnahmen autochthoner Edelkrebspopulationen“ entwickelt werden (AWI – Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, 2017). Deutschlandweit gibt es noch eine ganze Reihe von Züchtern von *A. astacus*, wobei die genaue Anzahl im Rahmen der Recherche nicht ermittelt werden konnte. Es ist davon auszugehen, dass in fast allen Bundesländern noch Zuchten von *A. astacus* bestehen. Die meisten Zuchten werden als Hobby oder im Nebenerwerb betrieben, wobei neben der Zucht von Besatztieren vereinzelt auch die Zucht von Speisekrebsen eine Rolle spielt (Keller, 2009; Groß, 2019, mündliche Mitteilung). In Nordrhein-Westfalen erfolgt ein Zucht- und Besatzprogramm durch das Edelkrebsprojekt NRW, um die Populationsverluste von *A. astacus* auszugleichen (Groß, 2019, mündliche Mitteilung). Zwischen 2003 und 2015 hat das Edelkrebsprojekts NRW Interessenten bei der Ansiedlung von *A. astacus* fachlich beraten. Seit 2016 werden im Rahmen des Projektes sechs eigene Wiederansiedlungsversuche zusammen mit regionalen Partnern durchgeführt (Groß, 2018, schriftliche Mitteilung). In Bayern wird seit ca. 25 Jahren in einer Teichanlage, die ausschließlich mit Quellwasser gespeist wird, *A. astacus* für Besatzzwecke in der Region gezüchtet. In der Anlage befinden sich ca. 25.000 - 30.000 Exemplare (Feick, 2019, mündliche Mitteilung).

Da *A. pallipes* und *A. torrentium* auf Grund ihrer Größe weit weniger als *A. astacus* einer wirtschaftlichen Nutzung unterlagen, sind bis heute nur geringe Erfahrungen über die Zucht der beiden Arten vorhanden (vgl. für *A. torrentium* in Chucholl & Dümpelmann (2017)). Zuchten erfolgen, wenn überhaupt, aus Artenschutzgründen. Über die Zucht von *A. pallipes* gibt es in Deutschland bisher keine Erfahrungen. Zuchtversuche und Zuchten gibt es zurzeit z.B. in Irland (Reynolds, Smyth & Flanigan, 2015), Italien (Caprioli *et al.*, 2014; Ghia & Fea, 2014), Österreich (Pekny, 2019) und der Schweiz (Müller, 2018).

*A. torrentium* wird bisher in Baden-Württemberg, Bayern (Effenberger, 2019, mündliche Mitteilung)(Bayerischer Rundfunk, 2018)(Bayerischer Rundfunk, 2018)(Bayerischer Rundfunk, 2018), Nordrhein-Westfalen (Groß *et al.*, 2014; Groß, 2018, schriftliche Mitteilung) und Rheinland-Pfalz (Frechen, 2017; Frechen, 2019, mündliche Mitteilung), ausschließlich aus Gründen zur (Wieder-)Ansiedlung der Art, gezüchtet. Dabei handelt es sich größtenteils um natürliche Anlagen in extensiver Nutzung. Im Nordosten von Baden-Württemberg konnte quasi durch Zufall eine Zucht von *A. torrentium* etabliert werden. Die Art ist dort aus einem Bach in eine angrenzende, zwischenzeitlich ungenutzte, Fischzuchtanlage eingewandert und hat dort eine Kaskade kleiner Becken, die im Direktschluss mit Bachwasser gespeist werden, besiedelt. Der neue Pächter entdeckte die Tiere 2016 bei der geplanten Sanierung der Becken. Er konnte dafür gewonnen werden, die Becken zukünftig für eine Zucht von *A. torrentium* zu nutzen. Da an den Becken dringende Instandhaltungsmaßnahmen notwendig waren, wurden diese 2017 abgelassen und insgesamt 243 Exemplare von *A. torrentium* (darunter 50 eiertragende Weibchen) entnommen und in zwei zuvor entsprechend vorbereitete (Anlage von Versteckmöglichkeiten) und mit Quellwasser gespeiste Becken in einem Gebäude auf der Anlage verbracht (vgl. Abbildung 25 und Abbildung 26) (Pfeiffer, 2017a). Die Zwischenhälterung gelang problemlos, so dass die Becken nach der Sanierung wieder mit Tieren besetzt werden konnten. Erste Besatzmaßnahmen mit Tieren



aus dieser Anlage sind für das Jahr 2019 geplant. Ein Becken der Anlage wird inzwischen auch für die Zwischenhälterung eines Bestandes von *A. torrentium* verwendet, der im Rahmen eines Eingriffsvorhaben geborgen wurde und nach Ende der Maßnahme zurück in das Ursprungsgewässer verbracht werden soll (Gruppe für ökologische Gutachten, 2018).



**Abbildung 25:** Becken einer Krebszucht in Baden-Württemberg vor Sanierung. *A. torrentium* ist aus dem angrenzenden Bach in die stillgelegte Fischzuchtanlage selbstständig eingewandert, hat dort eine Kaskade von Becken im Nebenschluss besiedelt und sich darin vermehrt. Der neue Pächter hat die Krebse entdeckt und konnte dafür gewonnen werden, in den Becken statt Fischzucht zukünftig *A. torrentium* für (Wieder-)Ansiedlungsmaßnahmen zu züchten. (Foto: M. Pfeiffer)



**Abbildung 26:** Die Zwischenhälterung der Tiere während der Sanierung der Becken gelang in zwei Behältern im angrenzenden Betriebsgebäude, die direkt mit Quellwasser gespeist wurden. (Foto: M. Pfeiffer)

Für das Jahr 2019 ist die Installation dreier weiterer Zuchtanlagen für *A. torrentium* im Nordosten von Baden-Württemberg, in Kooperation mit Fischereivereinen und einem privaten Betreiber, geplant. Ziel ist es, in jedem Einzugsgebiet der Gewässer 1. Ordnung mindestens eine Zuchtanlage aufzubauen, um die genetische Differenzierung bei Zucht wie (Wieder-)Ansiedlung ausreichend berücksichtigen zu können. In Rheinland-Pfalz werden Steinkrebse in Quellteichen in Kooperation mit einer Flusskrebzucht in Nordrhein-Westfalen seit 4 Jahren vermehrt. Dabei werden über die Wintermonate geschlechtsreife Männchen und Weibchen in den Quellteichen gehalten. Die eiertragenden Weibchen werden im Frühjahr entnommen und in eine Kreislaufanlage verbracht, wo die Aufzucht der Brut und der Jungtiere stattfindet (Frechen, 2019, mündliche Mitteilung; Groß, 2019, schriftliche Mitteilung). In Bayern ist seit rund vier Jahren eine Zucht von *A. torrentium* für Besatzmaßnahmen etabliert (Feick, 2019, mündliche Mitteilung). Die ursprünglichen Besatztiere stammen aus einem Donorbestand aus der Region. Eine rund 25 auf 25 Meter großer, mit Quellwasser gespeister, Teich wird im Herbst mit rund 75 geschlechtsreifen Tieren besetzt (50 Weibchen und 25 Männchen). Die Fütterung erfolgt ausschließlich mit Fischfutter in Form von 4,5 mm Pellets. Die Teiche bleiben ein Jahr bespannt und werden im Herbst über Nacht nach und nach abgelassen, damit sich die Krebse in den verbliebenen Wasserstellen konzentrieren. Dort werden sie von Hand abgesammelt. Der Fang der ca. 400 Jungtiere aus dem jeweiligen Jahrgang ist relativ problemlos möglich, da diese auf Grund der Rahmenbedingungen und der Fütterung entsprechend abgewachsen sind. Die Jungtiere kommen für ein weiteres Jahr in einen anderen Teich, um sie dann als zweijährige Tiere für den Besatz oder die Zucht zu nutzen. Um den auf Grund der Nährstoffzufuhr durch Fütterung begünstigten Algenaufwuchs zu reduzieren, ist der Teich mit zehn *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen, VALENCIENNES, 1844) besetzt. Feick (2019) hat dabei die Erfahrung gemacht, dass die Entnahme und Separierung der eiertragender Weibchen eher kontraproduktiv ist, da diese bei Störung häufig zum Abwurf der Eier neigen und es zum Brutverlust kommt. Zudem sollten die Wassertemperaturen im Teich 18°C - 20 °C nicht übersteigen, was durch einen erhöhten Zulauf an mit 10°C konstant temperiertem Quellwasser erreicht werden kann.

### 3.2.7 Aufbau eines Schutzprojektes für Flusskrebse

Um Flusskrebsbestände optimal zu schützen, bedarf es einer Betrachtung ganzer Gewässereinzugsgebiete, die weit über die Grenzen von Schutzgebieten oder Verwaltungsgrenzen (bis über die Grenzen von Bundesländern) hinausgehen können. Nur so kann gewährleistet werden, dass die meist fragmentierten Bestände der ICS, in den Fließgewässern oder einzelnen Stillgewässern, nachhaltig geschützt werden können.

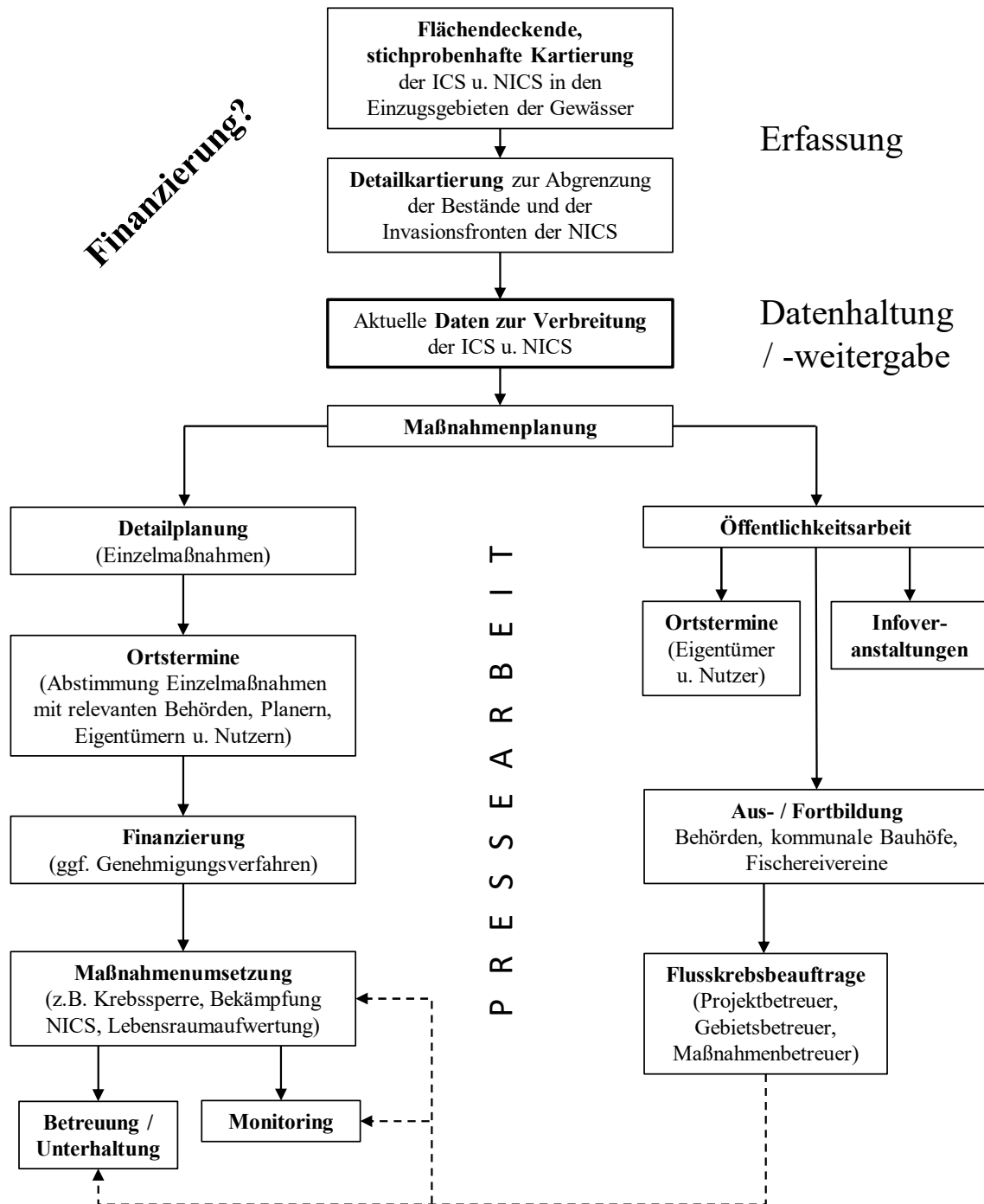


Abbildung 27: Empfehlung zum Aufbau und Ablauf eines Schutzprojektes für Flusskrebse.

## 3.2.8 Management invasiver gebietsfremder Flusskrebse (NICS) und Krebspest (*A. astaci*)

### 3.2.8.1 Problemstellung und Zielsetzung, Öffentlichkeitsarbeit

Der Schutz der noch verbliebenen Bestände der ICS in Europa und Deutschland, vor Kontakt mit NICS, kann als die wichtigste und zentrale Maßnahme im Flusskrebsschutz angesehen werden (Holdich *et al.*, 2009; Chucholl, 2016). Die größte Herausforderung und Problemstellung beim Management von NICS ist die Tatsache, dass praktisch keine Möglichkeiten bestehen, Bestände von NICS in (Fließ-)Gewässern vollständig zu tilgen (Gherardi *et al.*, 2011). Deshalb muss der Fokus bei der Maßnahmenplanung darauf liegen, alle potenziellen und realen Vektoren der Einbringung und Einwanderung von NICS in Gewässersysteme mit ICS so weit wie möglich zu unterbinden (Peay, 2009). Dies gilt im gleichen Maße für die Ein- und Verschleppung von *A. astaci*, die in den meisten Fällen im Zusammenhang mit der Einbringung und Einwanderung von NICS steht (vgl. Kapitel 1.5.2.2).

Erster elementarer Schritt ist dabei die Zielsetzung, da die Gründe für ein Management von NICS vielfältig sein können. Der Schutz von ICS ist im Kontext dieser Arbeit sicherlich der wichtigste Anlass. Es kann aber auch weitere naturschutzfachliche oder sogar wirtschaftliche Gründe geben, warum NICS gemanagt werden sollen (vgl. Kapitel 1.5.2.3). Eine Kosten-Nutzen-Relation muss dabei genauso betrachtet werden, wie die Chancen einer Zielerreichung. Grundsätzlich sollten ergriffene Maßnahmen von einem Monitoring begleitet werden, um die Effektivität und den Nutzen aufzuzeigen und bei Ausbleiben eines gewünschten Erfolges eine kritische Betrachtung zu ermöglichen (Chucholl & Brinker, 2017).

Für das Management von ICS werden zwei grundlegende Ansätze, meist parallel, verfolgt (vgl. Umsetzung IAS-Verordnung in Kapitel 1.5.1):

- I. Prävention
- II. Management von etablierten Population der NICS

Die Prävention zielt darauf ab, dass NICS nicht gehandelt, gehalten, gezüchtet und besetzt werden und somit erst gar nicht ins Freiland gelangen. Beim Umgang mit NICS der Unionsliste sind inzwischen die entsprechenden Regelungen der IAS-Verordnung maßgeblich (vgl. Kapitel 1.5.1). Trotz der bestehenden gesetzlichen Verbote ist die Gefahr weiterhin groß, dass durch Unwissenheit wie durch Absicht, NICS in Gewässer gelangen und dort Populationen gründen, mit all den negativen Folgen für ICS und für die Umwelt, wie in Kapitel 1.5.2.3 dargestellt. Deshalb ist eine auf die Zielgruppen zugeschnittene Öffentlichkeitsarbeit gemäß Kapitel 3.2.4 empfehlenswert.

Wichtigste Zielgruppen beim Umgang mit NICS sind:

- Eigentümer und Pächter der Fischereirechte sowie Fischereiausübungsberechtigte
- Teichbewirtschafter
- Eigentümer von Gewässern
- Aquarianer
- Akteure in und am Gewässer

Dabei kommen folgende Arten von Öffentlichkeitsarbeit, die möglichst kombiniert werden sollten, in Betracht:

- Bereitstellung von Informationsmaterial (Homepage, Faltblätter u. Broschüren, Informationsstände, Ausstellungen etc.)
- Informationsveranstaltungen
- Aus- und Fortbildungen
- Pressearbeit

Neben den bisherigen Möglichkeiten über das Fischerei- und Naturschutzrecht stehen durch die IAS-Verordnung nun weitere rechtliche Grundlagen zur Verfügung, die den zuständigen Behörden umfangreiche Möglichkeiten zur Kontrolle, der Ahndung von Verstößen, bis hin zur Anordnung von Maßnahmen zur Beseitigung der Bestände von NICS (nach dem Verursacherprinzip) eröffnen (vgl. Kapitel 1.5.1). Der LANA Ad hoc-UAK „invasive Arten“ (2018) hat ein Management- und Maßnahmenblatt zum Umgang mit den NICS der Unionsliste auf Bundesebene herausgegeben, das die vorhandenen Erkenntnisse zusammenführt und die Umsetzung von Managementmaßnahmen nach Art. 19 VO (EU) Nr. 1143/2014 (IAS-Verordnung) vereinfachen soll (vgl. Anhang 11).

Als wichtiges Instrument zur Risikoanalyse für die Bedrohung von ICS durch NICS in einer Raumschaft, haben sich (nischenbasierte) Verbreitungsmodelle (Chucholl, 2017b; Manfrin *et al.*, 2019) sowie Ausbreitungsmodelle bewährt (Chucholl, 2018a). Durch diese Modelle können die Lage sowie die Priorisierung der Suchräume für geeignete Schutzmaßnahmen, für die Bestände der ICS, ermittelt werden.

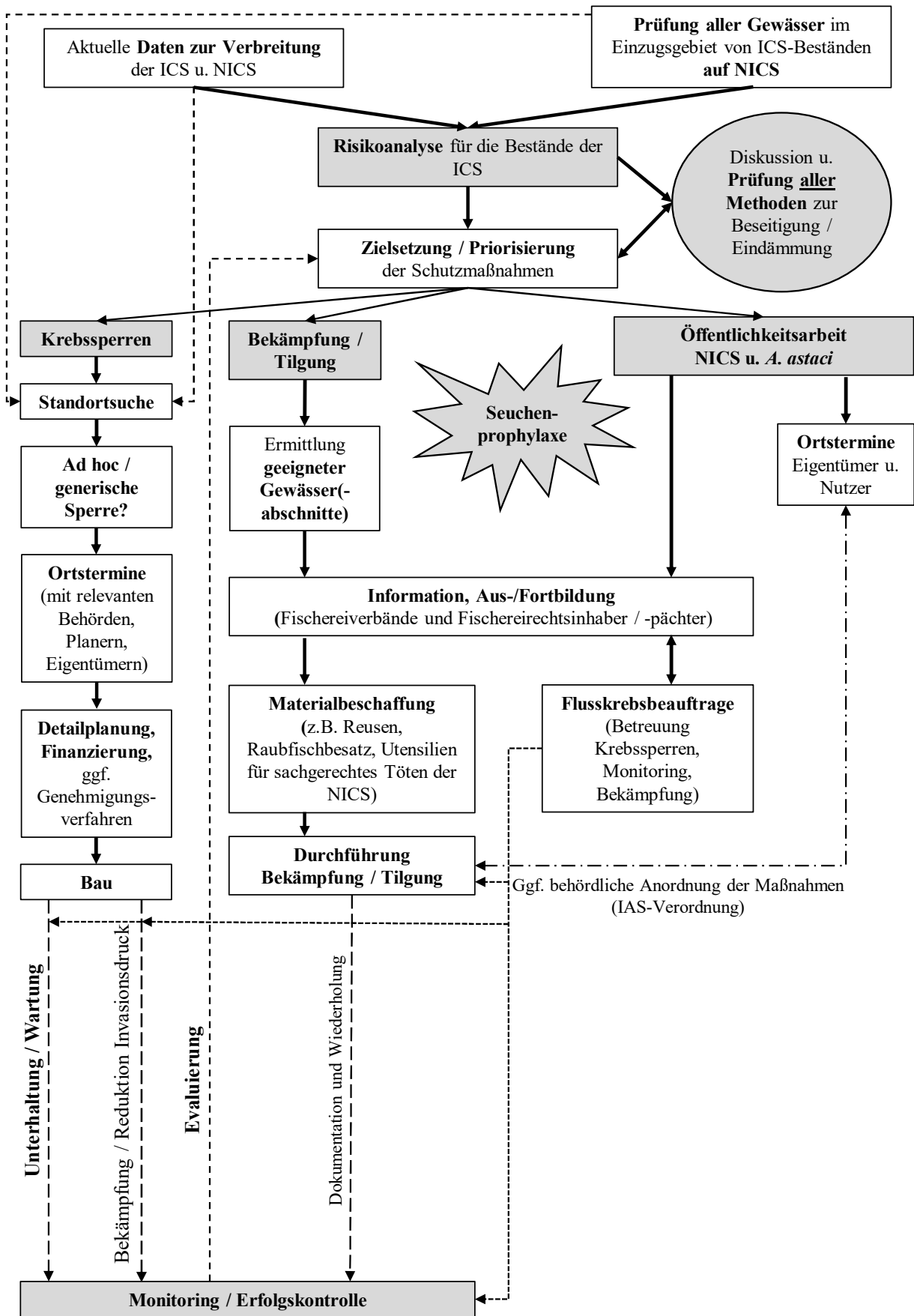


Abbildung 28: Empfehlung zum Management von etablierten Beständen und zur Verhinderung einer weiteren Ausbreitung von NICS.

### 3.2.8.2 Methodenüberblick

Nach erfolgter Risikoanalyse gilt es zu erörtern, welche Maßnahmen zur Bekämpfung der NICS mit Hinblick auf den dauerhaften Erfolg, die Folgen für das Gewässer und die natürlicherweise etablierten Arten, den Aufwand und die Kosten durchgeführt werden können. Dabei sollten grundsätzlich keine „Denkverbote“ herrschen und alle unten genannten Möglichkeiten in Betracht gezogen werden.

Gherardi *et al.* (2011) geben eine umfassende Übersicht über das Management von NICS und einen Überblick über die unterschiedlichen Methoden zur Bekämpfung sowie deren Effektivität. Folgende Methoden zur Beseitigung / Eindämmung von NICS wurden bereits angewendet:

- mechanische Entfernung
  - Reusen
  - Elektro-Befischungen
  - per Hand
- physikalische Methoden
  - Entwässerung und Trockenlegung
  - Unterteilung von Gewässern (Dammbauten etc.)
  - Barrieren (z.B. Krebssperren, siehe unten)
- biologische Methoden
  - Prädatoren (z.B. Raubfische)
  - Pathogene (Bakterien und Viren)
- Biozide (chemische Methoden)
  - chemische Mittel
  - natürliche Mittel
- autozide Methoden (Selbstvernichtungsverfahren)
  - SMRT (sterile male release technique) -> Sterilisierung der Männchen
  - Pheromone

**Table 1.** Summary of the methods used to detect and control invasive crayfish species, with a class-level evaluation according to the following criteria: Innovation (method representing new solutions against invasive decapod species), field application (method already applied in the field), applicability (environmental suitability for the application of the method), species-specificity (capacity of the method to specifically target the invasive decapod species), impact (potential ecosystem damages), cost (economic resources requested for the application of the method), efficacy (capacity to manage the target invasive species). + low, ++ medium, +++ high, - not applicable, ? unknown. Updated after Gherardi [90]. Table is based on authors' opinions on numbers of papers published on each method here considered.

Method	Innovation	Field Application	Applicability	Species-Specificity	Impact	Cost	Efficacy
<b>Physical control</b>							
Trap	+	+++	+++	+	+	+++	++
Electroshock	+	+++	++	+	+	+++	++
Drainage	+	++	+	+	+++	+++	++
Barriers and dams	+	++	++	++	++	+++	++
<b>Biological control</b>							
Natural predators	++	++	++	++	+	++	++
Pathogens	+++	-	++	+++	?	+	+++
<b>Biocidal control</b>							
Chemicals	+	++	+	+	+++	+	+++
Natural substances	++	++	++	+	+++	+	+++
<b>Autocidal control</b>							
Pheromones	++	+	+++	+++	+	++	+
Monosex populations	+++	-	++	+++	?	++	++
RNA interference	+++	-	+++	++	?	+	?
SMRT	+++	+	+++	+++	+	+++	+++
Oral delivery	+++	-	++	?	++	++	?
Gonopods removal	+++	++	++	+++	?	+++	?

**Abbildung 29:** Überarbeitete und aktualisierte Bewertung der unterschiedlichen Methoden zur Erfassung und Kontrolle von Flusskrebsen aus Manfrin *et al.* (2019) nach Gherardi *et al.* (2011).

Hinsichtlich der Auswirkungen (Impact) bzw. des Erfolgs der Maßnahmen wird nach Manfrin *et al.* (2019) ersichtlich, dass Austrocknung und der Einsatz von Bioziden die größten Effekte bei der Bekämpfung von NICS zeigen. Dabei gilt es jedoch zu berücksichtigen, dass es nur wenige Fälle gibt in denen es gelungen ist, NICS durch Einsatz von Bioziden aus Gewässern vollständig zu beseitigen (Peay, 2009; Peay *et al.*, 2019).

Die Recherchen haben ergeben, dass in Deutschland bevorzugt folgende Methoden zum Management von NICS angewendet werden:

- Reusen
- Trockenlegung (Sommerung und Winterung von Stillgewässern)
- Barrieren (Krebssperren)
- Prädatoren (Besatz mit Raubfische)

### 3.2.8.3 Einsatz von Reusen

Eine Beschreibung der Methode des Reusenfangs mit seinen Vor- und Nachteilen findet sich in Kapitel 3.2.2.

Reusen wurden z.B. für den Fang von *P. leniusculus* in Hessen seit 2008 eingesetzt, um bekannte Populationen von *A. torrentium* zu schützen (Hennings, 2008). Durch Hennings (2008) wurde neben dem bekannten und weit verbreiteten Krebsreusenmodell „Pirat“ auch das amerikanische Modell „Frabill Crayfish Trap“ und der norddeutsche Krebskorb eingesetzt. Dabei erwiesen sich die beiden letztgenannten Modelle weniger fängig als das Modell „Pirat“. Frischfisch als Köder erwies sich deutlich fängiger als gefrosteter Fisch, wobei hinsichtlich der Fängigkeit keine Unterschiede zwischen der Nutzung eines Köderkorbs und frei aufgehängten Fischteilen festgestellt werden konnte. Als Köderfische wurden vor allem *Squalius cephalus* (Döbel, LINNAEUS, 1758), aber auch *Gobio gobio* (Gründling, LINNAEUS, 1758), und *Rutilus rutilus* (Rotauge, LINNAEUS, 1758), verwendet. Die Ausbringung der 30 Reusen erfolgte zweimal monatlich ab Mitte Mai bis Ende Oktober über Nacht, mit denen im Jahr 2008 insgesamt 2689 Exemplare von *P. leniusculus*, bei fast ausgeglichenem Geschlechterverhältnis, gefangen werden konnten. Die höchsten Fangzahlen gelangen im Monat Juli. Ein Einfluss der Wassertemperatur auf die Fängigkeit konnte nicht festgestellt werden. Vier Reusen wurden während des Zeitraums entwendet, neun Reusen wurden auf Grund von Nageschäden durch vermutlich *Ondatra zibethicus* (Bisam, LINNAEUS, 1766), und *Rattus norvegicus* (Wanderratte, BERKENHOUT, 1769), unbrauchbar.

Die Bereusung wurde von Hennings bis 2017 jährlich fortgeführt, womit es sich nach Einschätzung des Verfassers um eine der längsten zusammenhängenden und dokumentierten Bekämpfungsmaßnahmen von *P. leniusculus* in Deutschland handeln dürfte. So konnte zwischen 2008 und 2017, auf Grund der Fangaktionen, eine sinkende Besiedlungsdichte von *P. leniusculus* festgestellt werden, wobei eine deutliche Reduktion erst ab 2014 feststellbar war (Hennings, 2017). Das Geschlechterverhältnis verschob sich dabei über die Jahre zusehends Richtung Weibchen. Im Jahr 2017 konnten noch 1478 *P. leniusculus* durch Reusen gefangen werden. Von Anbeginn des Projektes erfolgte eine Verwertung von *P. leniusculus* durch die lokale Gastronomie. Das Projekt wurde durch eine Öffentlichkeitsarbeit begleitet, wodurch unter anderem Fischereivereine und andere Akteure eingebunden werden konnten. 2016 wurde im Gewässersystem als zusätzliche Schutzmaßnahme eine Krebssperre im Auslaufbauwerk eines Hochwasserrückhaltebeckens (HRB) errichtet (vgl. Kapitel 3.2.8.5), um eine Einwanderung von *P. leniusculus* in die Bestände von *A. torrentium* zu verhindern. Als vornehmlicher Zweck des Fangs von *P. leniusculus* mit Reusen muss die Reduktion des Besiedlungsdrucks Richtung Oberwasser und vor der installierten Krebssperre gesehen werden (Hennings, 2017). Eine Fortführung der Maßnahme wird vom Gutachter empfohlen.

Eine ähnliche Vorgehensweise zur Reduktion von Beständen von *P. leniusculus* wurde in Hessen, an zwei weiteren Gewässersystemen zum Schutz von *A. torrentium*, durchgeführt (Gimpel, 2014; Hennings, 2014). Dabei kam als Köder Hundetrockenfutter und fischöhlhaltiges Katzentrockenfutter zum Einsatz. Es konnte einerseits ein Geschlechterverhältnis hin zu Weibchen, im anderen Fall hin zu Männchen festgestellt werden. Die Beispiele aus Hessen zeigen, dass beim Fang mit Reusen keineswegs die Männchen beim Geschlechterverhältnis, wie häufig publiziert (Freeman *et al.*, 2010; Stebbing, Longshaw & Scott, 2014; Gherardi *et al.*, 2011), dominieren müssen.

Groß (2013) führt mit Blick auf mehrere Bekämpfungsmaßnahmen in Nordrhein-Westfalen und Angaben in der Literatur aus, dass die vorzugsweise Entnahme von Männchen kontraproduktiv sein kann und für eine nachhaltige Reduktion (und Vermehrung) von Beständen der NICS vor allem weibliche Tiere zu entnehmen wären. Unabhängig vom Geschlechterverhältnis und der Entnahmemethode kann insbesondere bei größeren Gewässern und individuenreichen Populationen von NICS eine Bestandsreduktion nur dann eintreten, wenn die Bekämpfungsmaßnahmen über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden. Die Beispiele aus Hessen (Hennings, 2017) zeigen jedoch, dass eine vollständige Tilgung des Bestandes, insbesondere in Fließgewässern, praktisch unmöglich ist (vgl. Peay (2009) und Peay *et al.* (2019)). Außerdem ist davon auszugehen, dass nach Einstellung der Maßnahmen sich rasch wieder ein individuenreicher Bestand entwickelt.

In Deutschland werden vorzugsweise die beiden Reusenmodell „Pirat“ und „Trappy“ aus Kunststoff eingesetzt. Chucholl (2019c) nennt folgende Vor- und Nachteile dieser Modelle: Das Modell „Pirat“ lässt sich einfach öffnen und ist stapelbar, was die Lagerung und den Transport begünstigt. Auf Grund der Form und des Gewichts ist dieses Modell auch in stärker Strömung einsetzbar. Die beiden Reusenöffnungen sind allerdings suboptimal angeordnet, so dass Tiere leichter wieder entweichen können. Im Handel ist häufig nur noch die blaue Variante erhältlich, die optisch sehr auffällig ist, was die Gefahr eines Diebstahles oder von Vandalismus erhöht. Das Modell „Trappy“ vom gleichnamigen Hersteller hat eine etwas engere Maschenweite, so dass zumindest theoretisch kleinere Individuen gefangen werden können. Die beiden Öffnungen sind anders konstruiert wie beim Modell „Pirat“, was das Entkommen der gefangenen Tiere effektiver verhindert. Durch die Verwendung von schwarzem Kunststoff sind, trotz der gelben Bauteile mit den Öffnungen, die Reusen im Wasser weniger auffällig als die blaue Variante des Modells „Pirat“. Durch die runde Bauform und dem geringeren Gewicht verdriftet die Reuse allerdings leichter in der Strömung.



**Abbildung 30:** Vier unterschiedliche Modelle von Krebsreusen. Von links nach rechts: Eigenbau, Modell Trappy, Modell Pirat, faltbare Köderfischreuse. (Foto: C. Chucholl)

Das in einer Fangnacht in einzelnen Reusen hohe Fluktuationen bestehen können und welche Konsequenz diese Erkenntnis für den effektiven Einsatz von Reusen hat, zeigt Dümpelmann (2018) am Beispiel des Modells Pirat für den Fang von *P. leniusculus*.

### 3.2.8.4 Habitatmodifizierung von Stillgewässern (Trockenlegung und Verfüllung)

Insbesondere bei kleinen Stillgewässern, die vollständig abgelassen werden können, besteht die Möglichkeit durch Austrocknung Bestände von NICS stark zu reduzieren oder im Optimalfall sogar vollständig zu eliminieren (Holdich, Gydemo & Rogers, 1999; Chucholl & Brinker, 2017). Dabei muss berücksichtigt werden, dass Flusskrebse über Land das Gewässer verlassen können und je nach Ufersubstrat Höhlen anlegen, in denen sie, wie in kleinen Restwasserstellen oder unter Steinen, sehr lange überdauern können (Chucholl & Brinker, 2017).

Chucholl & Dümpelmann (2017) empfehlen für die Trockenlegung folgende Vorgehensweise:

- intensives Abfangen mit Reusen
- im Anschluss mehrmalige Sommer- und Winterung
- Einsatz von Branntkalk und Ausbaggern
- Installation eines Filtersystems am Ablass
- Installation einer Abwandersperrre an Land

Im Nordosten von Baden-Württemberg wurde in den Jahren 2016 und 2017 die Tilgung eines Bestandes von *F. limosus* in drei hintereinanderliegenden Teichen durch Ablassen und Winterung durchgeführt, um den sich im Vorfluter befindenden Bestand von *A. torrentium* zu schützen (vgl. Abbildung 31) (Pfeiffer, 2017a). Trotz des Einsatzes eines Gitters mit 10 mm Maschenweite gelangten bei der Trockenlegung (oder schon in den Jahren zuvor?) Exemplare von *F. limosus* in den Vorfluter. Durch Einsatz eines Saugwagens und eines Radladers wurde der Auslauf der Teichanlage gereinigt, die dabei angefallenen Exemplare von *F. limosus* wurden entnommen (vgl. Abbildung 32). Die Maßnahme wurde zudem durch eine Entnahme von verdrifteten bzw. abgewanderten Exemplare von *F. limosus* weiter

bachabwärts ergänzt. Bei Kontrollkartierungen musste allerdings festgestellt werden, dass *F. limosus* auch weiter bachabwärts noch präsent war, zum Teil in Vergesellschaftung mit *A. torrentium* (vgl. Abbildung 33). Die parallel durchgeführte PCR-Analyse an 33 Exemplaren von *F. limosus* konnte keine Infektion mit *A. astaci* feststellen, was das syntope Vorkommen ohne Ausfall von *A. torrentium* erklärte. Um *F. limosus* aus dem Vorfluter möglichst vollständig zu entfernen, wurden weitergehende Maßnahmen, wie Trockenlegung eines Bachabschnittes mittels großer Pumpen mit anschließender Branntkalkbehandlung und Durchfrieren über die Wintermonate, empfohlen. Zudem soll durch strukturelle Änderungen im Bereich der Mischpopulationen die Habitatqualität für *A. torrentium* optimiert und für *F. limosus* reduziert werden. Ob eine Eliminierung von *F. limosus* im Vorfluter vollständig gelingen wird, bleibt abzuwarten. In den drei Teichen wurde nach Einschätzung des Gutachters der Bestand von *F. limosus* getilgt. Ob dem tatsächlich so ist, kann nach Peay *et al.* (2019) erst nach drei bis fünf Jahren zuverlässig eingeschätzt werden.



**Abbildung 31:** Trockenlegung eines Stillgewässers in Baden-Württemberg zur Tilgung eines Bestandes von *F. limosus*. (Foto: M. Pfeiffer)



**Abbildung 32:** Entfernung von Restwasser und Schlamm aus dem Auslauf des trockengelegten Stillgewässers in den Vorfluter, der ebenfalls mit *F. limosus* besiedelt war. (Foto: M. Pfeiffer)



**Abbildung 33:** *A. torrentium* (Bildmitte) zwischen zahlreichen *F. limosus*. Unterhalb der Teichkette besteht ein Mischbestand beider Arten im Vorfluter, der durch die Maßnahme in Abbildung 32 und durch Absammeln per Hand wieder getrennt werden soll (Ziel Entfernung *F. limosus*). (Foto: M. Pfeiffer)

Eine weitere Maßnahme, die im weiteren Sinne der Habitatmodifizierung zuzuordnen ist, ist die Verfüllung von Stillgewässern zur Tilgung von Beständen von NICS. Diese Maßnahme wird auf Grund ihrer Auswirkungen auf die gesamte Lebensgemeinschaft des Gewässers nur in wenigen Ausnahmefällen in der Praxis zur Anwendung kommen können. Prinzipiell ist eine Verfüllung nur bei kleineren Gewässern realistisch durchführbar. Das Thema wurde im Zusammenhang mit Maßnahmen gegen *F. immunis* bei der ersten Fachtagung zum Kalikokrebs der PH Karlsruhe am 07.12.2018 diskutiert. *F. immunis* hat, wie während der Tagung dargestellt, in der Rheinaue wenige Quadratmeter große Stillgewässer, die aus Amphibienschutzgründen angelegt wurden, besiedelt (Stephan, 2018). Dort wäre die Maßnahme der Verfüllung theoretisch denkbar, da auf Grund der hohen Individuendichte von *F. immunis* im Gewässer praktisch keine Wirbellosen und keine Amphibien mehr vorhanden waren. Nach Tilgung und Sicherung eines Areals vor erneuter Einwanderung von *F. immunis*, könnten solche Gewässer wieder neu angelegt werden.



### 3.2.8.5 Barrieren (Krebssperren)

„In Abwesenheit einer großräumig einsetzbaren, effektiven Tilgungsmethode für invasive gebietsfremde Krebsarten ist der Erhalt von effektiven Wanderhindernissen oder bei deren Fehlen der Bau einer Krebs Sperre zum Schutz der letzten hessischen Bestände des Steinkrebse vor dem Kontakt mit invasiven Flusskrebsen und der Krebspest zielführend“ (Chucholl & Dümpelmann, 2017). Krebs Sperren müssen als bedeutendste und nach bisherigem Kenntnisstand effektivste (präventive) Maßnahme in Fließgewässern betrachtet werden, um die Bestände von ICS vor Kontakt mit Beständen von NICS zu schützen (Krieg & Zenker, 2015; Chucholl & Dümpelmann, 2017). Die Planung und der Bau von Krebs Sperren gilt somit als wichtigste Schutzstrategie, insbesondere um die massiv durch die Einwanderung von *P. leniusculus* bedrohten Bestände von *A. pallipes* und *A. torrentium* in Deutschland zu erhalten. Der Bau von Krebs Sperren steht zum Schutz der beiden genannten Arten, insbesondere in Baden-Württemberg und Hessen, im Fokus (Pfeiffer, 2015a; Rudolph & Schlechter-Helas, 2015; Chucholl, 2017a; Chucholl & Dümpelmann, 2017; Pfeiffer, 2019a).

#### 3.2.8.5.1 Anforderungen an Krebs Sperren

Folgende Voraussetzungen müssen nach Chucholl & Dümpelmann (2017), Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (2018b) und Pfeiffer (2019a) erfüllt sein, um eine funktionale Krebs Sperre zu gewährleisten:

- Unterbrechung der Sohlbindung (Verhinderung der Aufwärtswanderung im Gewässer)
  - Absturz mit mindestens 0,3 - 0,4 m Höhe mit abgelöster fließender Welle oder Überkragung des Absturzes
  - Aus- und Verkleidung mit glattem Material und abgerundeten Ecken, welches von Flusskrebsen nicht überklettert werden kann
- Unterbrechung der Uferpartien (Verhinderung der Aufwärtswanderung über Land und Umgehung der Sperren)
  - Einbau von Leitkonstruktionen, z.B. Amphibienzäune, Bleche oder Palisaden
  - Nutzung und Optimierung (Auskleidung mit glattem Material) von vorhandenen Barrieren entlang der Ufer, wie Mauern oder Wände von Durchlassbauwerken
- unattraktives Unterwasser (geringere Individuendichte vor der Sperre)
  - Reduktion des Wanderdrucks durch Beseitigung von Strukturen, die von NICS bevorzugt besiedelt werden
- Materialwahl
  - Für die Aus- und Verkleidung haben sich Bleche aus rostfreiem V2A-Stahl, je nach Belastung mit einer Materialstärke zwischen 2-5 mm, bewährt.
- Kontrolle, Unterhaltung u. Wartung
  - regelmäßige Kontrollen der Sperren auf Beeinträchtigungen wie Geschwemmsel oder Anlandungen
  - zusätzliche Kontrollen nach Hochwasserereignissen (Beseitigung von Sedimentationen und Verklausungen) und Sturmereignissen (Totholz in der Sperre)
  - Beseitigung von Uferbewuchs (Unterbrechung der Uferpartieren) und Algenaufwuchs (auf den Blechen)
  - Monitoring zur Sicherstellung der Funktionalität
- Doppelsperre (Reduktion des Ausfallsrisikos der unteren Sperre)
  - Monitoringstrecke zwischen den Sperren

#### 3.2.8.5.2 Typen von Krebs Sperren

Hinsichtlich Funktionsweise und Einsatzgebiet unterscheiden Chucholl & Dümpelmann (2017) zwei Kategorien von Krebs Sperren:

- fischpassierbare Krebs Sperren (bisher nur experimentell eingesetzt (Vaeßen & Herrmann, 2013; Frings *et al.*, 2013) oder in der Praxis bedingt funktional (Krieg & Zenker, 2015)), und
- Vollsperren

Prinzipiell können diese Kategorien dabei in zwei Arten von Sperren unterschieden werden (Chucholl & Dümpelmann, 2017):

- ad hoc-Sperre
  - Nutzung eines vorhandenen Querbauwerkes, ggf. Optimierung und Umbau, um Funktionalität als Wanderhindernis zu erlangen (siehe oben).
- generische Sperre
  - Erzeugung eines Absturzes durch Bau eines Querbauwerkes

Nach Chucholl & Dümpelmann (2017) soll das Risiko der Überwindung einer Krebs Sperre dadurch minimiert werden, indem mindestens zwei Sperren (Doppelsperren-Prinzip vgl. Abbildung 34) oder wenn möglich mehrere Sperren, in Reihe gebaut werden. Dies dient auch der Unterbrechung der Infektionskette mit *A. astaci* (Chucholl, 2017a). Zusätzlich soll der Kolonisierungsdruck durch Reduktion der Bestandsdichte im Unterwasser der Sperren reduziert werden (Chucholl & Dümpelmann, 2017).

### 3.2.8.5.3 Kriebssperren und Durchgängigkeit der Fließgewässer

Da Kriebssperren ein Fließgewässer für viele aufwärtswandernde Gewässerorganismen unpassierbar machen oder ein Aufwärtkommen erheblich behindern (insbesondere beim Bau einer generischen Sperre), wird die Maßnahme häufig kontrovers diskutiert. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern ist ein zentraler Baustein, um einen guten ökologischen Zustand nach EU-WRRL zu erreichen (Bundesanstalt für Gewässerkunde, 2015; Völker & Mohaupt, 2016). Die Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern ist seit Jahren fester Bestandteil der Öffentlichkeitsarbeit der Umweltbehörden und inzwischen auch der Bevölkerung bekannt (vgl. Anforderungen Art. 14 WRRL). Deshalb ist eine fachliche Abwägung zwischen der (Wieder-)Herstellung der Durchgängigkeit und dem Bau einer Kriebssperre bereits frühzeitig notwendig, bevor durch Behörden und Planer auf Eigentümer, Kommunen und andere betroffene Akteure zugegangen wird.

In der Praxis hat sich bei der Diskussion von Kriebssperrenstandorten und deren Für und Wider in Baden-Württemberg allerdings gezeigt, dass selten Zielkonflikte auftreten. Dies steht im Zusammenhang mit folgenden Aspekten (Chucholl, 2015b):

- Die (Relikt-)Bestände von *A. pallipes* und *A. torrentium* befinden sich heute zum größten Teil nur noch in den Oberläufen und Quellregionen der mittleren und kleinen Mittelgebirgsbäche (vgl. Kapitel 3.1.1.) Diese Fließgewässerabschnitte haben zum Teil natürliche Abstürze und sind deshalb nur eingeschränkt durchgängig.
- In diesen Oberläufen (Forellenregion) spielt die Längsdurchgängigkeit für Fische nur eine untergeordnete Rolle, zum Teil sind diese Abschnitte auch natürlicherweise nicht von Fischen besiedelt.
- Meist werden die Kriebssperren als ad hoc - Sperren an bestehenden Bauwerken in Oberläufen von Fließgewässern ausgeführt, wodurch die Durchgängigkeit bereits eingeschränkt oder nicht gegeben war und das Ziel einer Wiederherstellung der Durchgängigkeit, mit Blick auf die Vorgaben der WRRL, eine untergeordnete Bedeutung hat.
- Wenn sich NICS in einem Fließgewässer etabliert haben, kann dies bei hohen Individuendichten erhebliche negative Auswirkungen auf die Artengemeinschaft des Gewässers haben (vgl. Kapitel 1.5.2.3). Das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes nach WRRL kann dadurch unter Umständen dauerhaft und irreversibel verhindert werden (Peay, 2009).

### 3.2.8.5.4 Kriebssperren und Hochwasserschutz

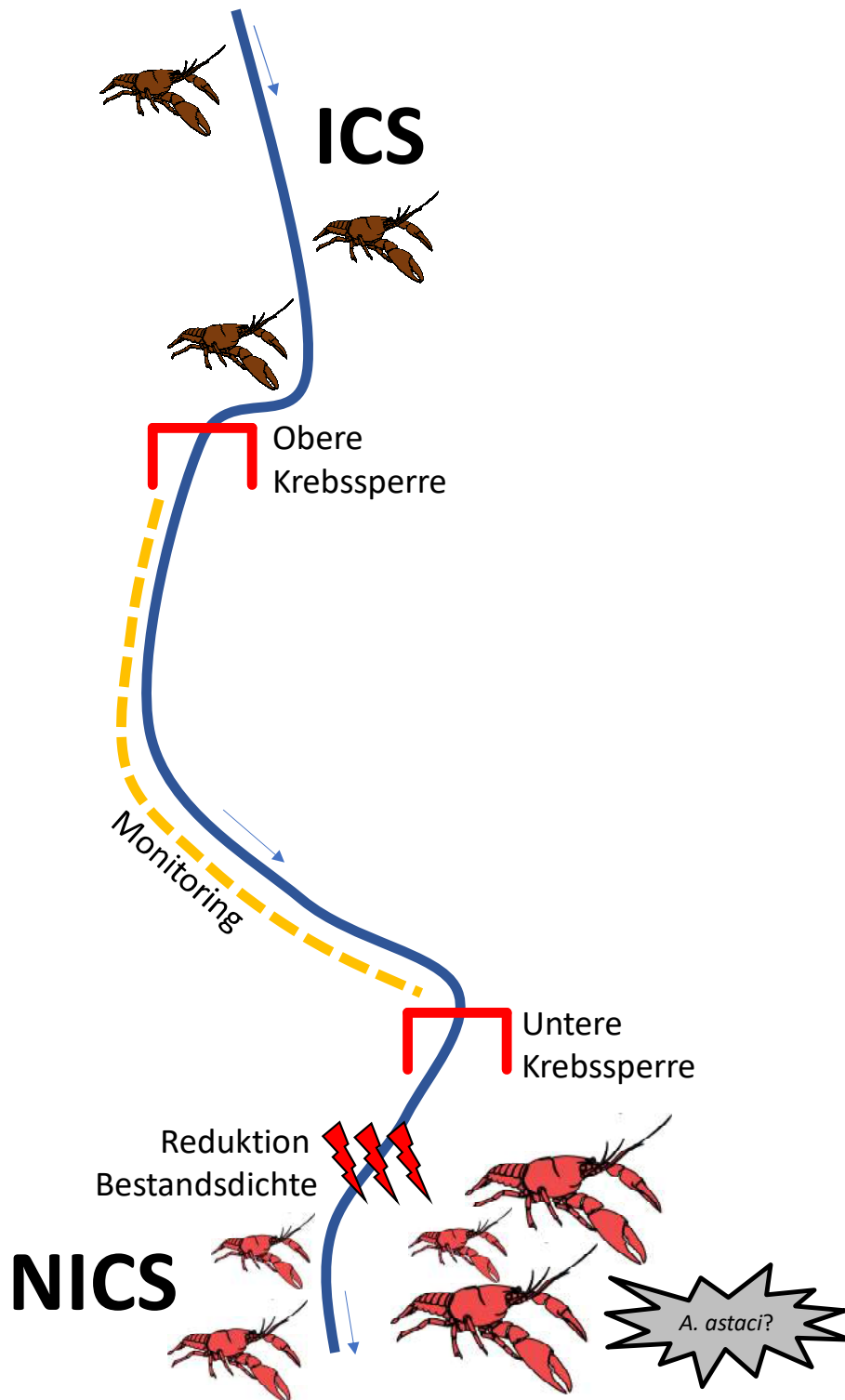
Der Bau von Kriebssperren bietet sich insbesondere in (erheblich) veränderten Fließgewässern an, da hier technische Bauwerke wie Verrohrungen und künstliche Abstürze sowie Ufersicherungen, zum Teil mit geringem Aufwand, modifiziert und umgestaltet werden können. Zudem unterbleibt dadurch ein Eingriff in ein naturnahes Gewässer. Auch eine Unterhaltung und ein Monitoring ist in solchen Gewässern meist einfacher möglich, da Zuwegungen bestehen und sich strukturarme Gewässer leichter kontrollieren lassen. Problematisch kann der Bau von generischen Kriebssperren in bebauten Gebieten werden, wenn die Anforderungen des Hochwasserschutzes (Risikogebiete für signifikante Hochwasser, vgl. §73 Abs. 1 WHG) berücksichtigt werden müssen. In solchen Gebieten sind Maßnahmen an Gewässern, die zu einer Erhöhung des Wasserspiegels oder zu einer negativen Veränderung des Abflussquerschnittes führen, verboten (vgl. §78 Abs. 4 WHG). Somit kann ein für die Kriebssperre notwendiger Absturz durch Einbau eines Quersiegels nicht realisiert werden.

### 3.2.8.5.5 Kosten und Finanzierung

Die Kosten von Kriebssperren können sehr variabel sein und hängen maßgeblich von ihrem Typus (ad-hoc oder generisch) und von den jeweils örtlichen Gegebenheiten ab. Ad hoc - Sperren in Baden-Württemberg in Form von Verkleidung von Rohrdurchlässen haben zum Teil Kosten deutlich unter 5.000 Euro (Material- und Installationskosten) verursacht. Generische Sperren können je nach Planungsaufwand und Baugröße Kosten von fünf- bis sechsstelligen Euro-Beträge verursachen. Zu den einmaligen Herstellungs- und Installationskosten müssen noch Kosten für Unterhaltung und Wartung berücksichtigt werden. Besonders Sperren mit ausgeprägtem Uferbewuchs oder in Gewässern mit regelmäßigen Hochwasserereignissen benötigen häufige Kontrollen und zum Teil umfangreiche Unterhaltungsmaßnahmen.

Für die Finanzierung der Sperren können zum Teil die in Kapitel 3.2.1 genannten Möglichkeiten herangezogen werden. Zuerst sollte geprüft werden, ob eine Finanzierung über den Eigentümer des Gewässers oder der baulichen Anlage möglich ist. Für Kommunen oder Hochwasserzweckverbände kann die Abwicklung über ein Ökokonto von Interesse sein. Bei Inanspruchnahme von staatlichen Fördermitteln muss geprüft werden, in wie weit (öffentlich-rechtliche) Verträge mit dem Eigentümer des Gewässers oder der baulichen Anlage geschlossen werden müssen. Noch vor der Installation der Sperre sollte geregelt sein, wer die dauerhafte Unterhaltung leistet und finanziert und wie ein Monitoring ausgestaltet wird. Ggf. empfiehlt es sich die Sperren, durch ehrenamtliche Betreuer kontrollieren und ggf. unterhalten zu lassen (vgl. Kapitel 3.2.4).

## 3.2.8.5.6 Funktionsprinzip einer Doppelsperre



**Abbildung 34:** Funktionsprinzip einer Doppelsperre zum Schutz von ICS vor NICS nach Chucholl & Dümpelmann (2017). Durch die doppelte Ausführung der Sperren wird verhindert, dass bei einem Verlust der Funktionalität der unteren Sperre die NICS in die Lebensstätte der ICS einwandern können, sondern von der oberen Sperre aufgehalten werden. Durch regelmäßige Kontrolle der Monitoringstrecke kann ein Überwinden der unteren Barriere frühzeitig erkannt, ggf. Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt sowie die Planung einer weiteren Sperre oberhalb der oberen Sperre eingeleitet werden. Die Reduktion der Bestandsdichte der NICS im Unterwasser wird empfohlen, um den Ausbreitungsdruck niedrig zu halten. Die Population der NICS sollte auf Infektion mit *A. astaci* geprüft werden, um ggf. Maßnahmen zur Seuchenprophylaxe ergreifen zu können.

### 3.2.8.5.7 Beispiele von Krepssperren in Deutschland

Die Funktionsweise und die unterschiedlichen Typen von Krepssperren sollen nachfolgend an einigen Beispielen aus Deutschland erläutert werden.

#### Beispiel 1:

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
generische Doppelsperre	<i>A. astacus</i>	<i>P. leniusculus</i>	Nordrhein-Westfalen	2007 / 2017



**Abbildung 35:** Untere Sperre einer generischen Doppelsperre (korrespondierend mit der Sperre in Abbildung 36). Verblechung und Überkragung eines neu gebauten Absturzes mit zusätzlicher Verblechung des gesamten Querschnitts. Zwischen den beiden Sperren befindet sich ein Monitoringbereich. Die Sperre dient dem Schutz des größten bekannten Bestands von *A. astacus* in Nordrhein-Westfalen. (Foto: H. Groß)



**Abbildung 36:** Obere Sperre einer generischen Doppelsperre. Verblechung und Überkragung eines neu gebauten Absturzes. Die vorhandenen Ufermauern dienen als Schutz vor Umwandlung. (Foto: H. Groß)

#### Beispiel 2:

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
ad hoc - Einzelsperre	<i>A. torrentium</i>	<i>P. leniusculus</i>	Baden-Württemberg	2018



**Abbildung 37:** Der vorhandene Absturz in den Schacht wurde durch Verblechung modifiziert. Der Schacht ist mit einem Gitter abgedeckt. (Foto: Verfasser).



**Abbildung 38:** Detailansicht der Verblechung mit Überkragung des Absturzes und Teilverkleidung der Wände. (Foto: Verfasser)

**Beispiel 3:**

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
ad hoc - Einzelsperre	<i>A. torrentium</i>	<i>P. clarkii</i>	Baden-Württemberg	2018



**Abbildung 39:** Aufsicht auf die Ertüchtigung eines Durchlassbauwerkes unter einer Straßenbrücke als vorbereitende Maßnahme für den Bau einer ad hoc-Sperre (Baden-Württemberg). Vor der Installation der Verblechungen musste der beschädigte Absturz und die brüchigen Seitenwände durch Betonarbeiten saniert werden, um ein Funktionalität zu gewährleisten. Die Arbeiten wurden durch den kommunalen Bauhof durchgeführt. (Foto: Bauhof der Stadt Löwenstein).



**Abbildung 40:** Detailansicht der Sanierung des Absturzes. (Foto: Bauhof der Stadt Löwenstein)



**Abbildung 41:** Blick vom Unterwasser auf die fertiggestellte Krebsperre. Deutlich zu erkennen sind die sanierten Teilbereiche die angebrachten Verblechungen aus Edelstahl. Die Anbringung der Verblechungen erfolgte durch einen Flaschner. (Foto: Verfasser)

**Beispiel 4:**

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
ad hoc - Einzelsperre	<i>A. pallipes</i>	<i>P. leniusculus</i>	Baden-Württemberg	2015



**Abbildung 42:** Teilverblechung eines Durchlasses zur Erzeugung eines Absturzes und als Schutz vor seitlichem Einklettern. (Foto: C. Günter)

**Beispiel 5:**

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
ad hoc - Einzelsperre	<i>A. torrentium</i>	<i>P. leniusculus</i>	Hessen	2016 - 2018



**Abbildung 43:** Auslaufbauwerk eines Hochwasserrückhaltebeckens im Dauerstau vor der Modifizierung zur Krebs Sperre. (Foto: R. Hennings)



**Abbildung 44:** Auslaufbauwerk nach Einbau der Verblechung. Rundum wurden Edelstahlbleche angebracht, um NICS am Verlassen des Tosbeckens zu hindern. Die beiden Auslaufscharten wurden ausgeblecht und mit einer Überkragung versehen, damit ein Absturz entsteht und der Wasserstrahl abgelöst wird. Auftretendes Bio-Fouling wird regelmäßig mit einem Hochdruckreiniger entfernt (Hennings, 2019, schriftliche Mitteilung). Träger der Maßnahme war der Gewässerverband Bergstraße, eine Finanzierung erfolgte aus Landesmitteln des Naturschutzes (Heinz, 2019b, schriftliche Mitteilung). (Foto: R. Hennings)



**Abbildung 45:** Installierte Barriere aus Amphibienleitblechen entlang des Ufers im Unterwasser auf über 100m Länge, um ein Umwandern der Sperre über Land zu verhindern. Über die Hälfte der Kosten fielen durch die Leiteinrichtung an. Die Leiteinrichtung bedarf einer regelmäßigen Unterhaltung durch Mähen und Entfernen von Gehölzen, um dauerhaft ihre Funktion zu erfüllen (Hennings, 2019, schriftliche Mitteilung). (Foto: R. Hennings)

**Beispiel 6:**

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
generische Einzelsperre	<i>A. astacus</i>	<i>F. limosus</i>	Niedersachsen	2018



**Abbildung 46:** Einbau einer „Wand“ mit Absturz aus Blech ins Querprofil eines kleinen Fließgewässer. (Foto: W. Rötter)



**Abbildung 47:** Detailansicht des Absturzes. (Foto: W. Rötter)

**Beispiel 7:**

Typ	ICS	NICS	Bundesland	Baujahr
ad hoc - Einzelsperre	<i>A. torrentium</i>	<i>P. leniusculus</i>	Baden-Württemberg	2015



**Abbildung 48:** Krebs Sperre mit funktionaler Einschränkung auf Grund der Sukzession der Ufervegetation. Aufwärtswandernde NICS können über die Pflanzen in den Rohrdurchlass klettern oder die Sperre über Land umwandern. (Foto: B. Schmieder)



**Abbildung 49:** Die Verblechung von Rohrdurchlässen stellt eine der einfachsten und kostengünstigsten wie funktionalen Varianten für Krebs sperren dar. Hier wurde ein Blechrohr im Betonrohr installiert und dadurch ein Absturz erzeugt. Nach Entfernung der Vegetation (vgl. Abbildung links derselben Sperre) im Rahmen einer Unterhaltungsmaßnahme ist die Funktionalität wieder deutlich erhöht. Trotzdem besteht auf Grund der Uferausgestaltung die Möglichkeit, dass NICS diese Sperre über Land umgehen können, weshalb die Anbringung einer seitlichen physikalischen Sperre empfohlen wird (Pfeiffer, 2018a). (Foto: B. Schmieder)

Wie der Bau einer Krebs sperre in der Praxis von der Standortwahl über die vorbereitenden Arbeiten bis hin zur Montage vor Ort, ablaufen kann, wird am Beispiel in Anhang 12 gezeigt (Regierungspräsidium Karlsruhe, Ref. 56, 2018).

**Tabelle 8:** Anzahl der installierten Krebs sperren in den Bundesländern (ohne Gewähr auf Vollständigkeit). Stand: März 2019. Quellen: Zupke & Wüstemann (2013), Vaeßen, Groß & Nowak (2016), Chucholl (2017a), Hennings (2017) Pfeiffer (2018b), Pfeiffer (2018a), Rötter (2019).

Bundesland	Anzahl Krebs sperren (Einzelsperren)
Baden-Württemberg	19 (3 weitere werden in Kürze realisiert)
Hessen	1
Niedersachsen	2 (1 weitere wird in Kürze realisiert)
Nordrhein-Westfalen	2
Sachsen-Anhalt	1

**3.2.8.5.8 weitere Formen von Barrieren**

Zum Schutz von Stillgewässern vor der Besiedlung durch *F. immunis*, wurden im Rheintal Barrieren aus Baumstämmen um ein Gewässer angelegt. Dadurch konnte *F. immunis* abgehalten werden, während Amphibien die Stämme

überwinden konnten (Martens, 2018b). Barrieren um Stillgewässern können auch dazu eingesetzt werden, ein Abwandern von NICS aus dem Gewässer zu verhindern (vgl. Kapitel 3.2.8.4).

### 3.2.8.6 Prädatoren (Besatz mit Raubfischen)

Reynolds (2011) beschreibt die Interaktion zwischen Fischen und Flusskrebsen auf Basis einer Literaturrecherche und stellt dar, welche Fischarten in Europa Flusskrebse als Beute nutzen. Dies sind z.B. Arten wie:

- *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal, LINNAEUS, 1758)
- *Esox lucius* (Hecht, LINNAEUS, 1758)
- *Perca fluviatilis* (Flussbarsch, LINNAEUS, 1758)

Welche Auswirkungen massiver Raubfischbesatz auf Flusskrebse haben kann, zeigt ein Beispiel aus Thüringen: Um die Zeit der Wende wurde dort ein 70 ha großes Stillgewässer mit dem größten Bestand von *A. astacus* im Bundesland mit rund 30.000 Glasaalen (Jugendstadium des Aals) besetzt. Innerhalb von zwei Jahren war der Bestand von *A. astacus* erloschen (Kleemann, 2019, mündliche Mitteilung). Deshalb sieht Kleemann (2019) einen massiven, mehrjährigen Besatz von Glasaalen als eine der geeignetsten Methoden zur Dezimierung von Beständen von NICS in Stillgewässern an. Glasaale haben nach Einschätzung von Kleemann (2019) gegenüber adulten Aalen den Vorteil, dass sie auf Grund ihrer Größe NICS auch in ihren Höhlen und unter Steinen aufsuchen und fressen können. Wüstemann (2019) berichtet ähnliches zu den großen Talsperren des Ostharzes mit ehemals großen Beständen von *A. astacus* in Sachsen-Anhalt. Hier erfolgte ebenfalls ein Aalbesatz (und tlw. auch Besatz mit *F. limosus*) nach der Wende wodurch die Bestände von *A. astacus* vollständig verschwunden sind.

Gezielter Besatz von Raubfischen kann, insbesondere in Kombination mit weiteren Maßnahmen (siehe oben), zum Management von NICS geeignet sein (Souty-Grosset, GRANDJEAN & Gouin, 2004; Aquiloni *et al.*, 2010; Manfrin *et al.*, 2019; Gherardi *et al.*, 2011; Frutiger & Müller, 2002). In Hessen wurde ein Stillgewässer, das Bestandteil eines Naturschutzgebiets ist und als offizielles Badegewässer genutzt wird, mit Aalen besetzt, um den Bestand von *P. clarkii* zu reduzieren (Heinz, 2019a, schriftliche Mitteilung). Dazu wurde von der zuständigen Oberen Fischerbehörde eine Ausnahme erteilt, da nach §8 Abs. 2 S. 1 der Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische (Hessische Fischereiverordnung - HFischV) der Besatz von Aalen in stehenden Gewässern, die ständig gegen den Fischwechsel abgesperrt sind, verboten ist. Nach bisherigen Erkenntnissen konnte der Bestand von *P. clarkii* signifikant reduziert werden. Ein weiterer Besatz von Aalen in einem Stillgewässer in Hessen, zur Reduktion von Beständen von *P. clarkii*, ist in Planung (Heinz, 2019a, schriftliche Mitteilung). In einem Teich im südlichen Hessen war auf Grund eines individuenreichen Bestandes von *P. leniusculus* keine fischereiliche Nutzung durch einen Angelsportverein mehr möglich, da, wie sich nach einer Kontrolle durch E-Befischung gezeigt hat, das Gewässer praktisch fischfrei war (Hennings, 2019, mündliche Mitteilung). Als Maßnahmen wurden daraufhin intensive Bereunungen und ein massiver Besatz mit Aal, Barsch und Zander über drei Jahre durchgeführt. Der Bestand von *P. leniusculus* konnte dadurch soweit reduziert werden, dass heute wieder eine fischereiliche Nutzung des Teiches möglich ist. Das Raubfische bei einer hohen Individuendichte von Flusskrebsen ihr Beutespektrum umstellen teils umstellen, zeigt ebenfalls ein Beispiel aus Hessen: Hechte konnten nachts im Flachwasser eines Stillgewässers bei der gezielten Suche nach *P. clarkii* beobachtet werden. Gefangene Hechte aus diesem Stillgewässer hatten größtenteils Flusskrebse als Mageninhalt (Anglerverein Darmstadt e.V., 2019). In Thüringen werden durch Kombination von Raubfischbesatz und Reusenfang Bestände von NICS in Stillgewässern reduziert (Müller, 2018, schriftliche Mitteilung). Durch Besatz mit Glasaal und Barsch erfolgt dort seit 2015 die Bekämpfung eines Bestandes von *P. clarkii*. Innerhalb von drei Jahren konnte bereits eine Verringerung der Individuendichte festgestellt werden. In einem weiteren Stillgewässer in Thüringen erfolgt seit 2016 die Bekämpfung von *P. virginialis* durch Besatz mit Glasaalen und Reusenfang, wodurch sich ebenfalls die Anzahl der Individuen zu verringern scheint. In beiden Fällen soll ein Monitoring der Maßnahmen fortgesetzt werden. Müller (2018) berichtet aus eigenen Beobachtungen im Aquarium, das juvenile Aale (Glasaale) Flusskrebse gezielt aufsuchen und fressen und das Barsche vorzugsweise juvenile Flusskrebse erbeuten.

### 3.2.8.7 Biozide

Als eine der effektivsten Methoden zur Reduzierung bis hin zur Tilgung von Beständen von NICS wird der Einsatz von Bioziden beschrieben (Peay *et al.*, 2006; Ljunggren & Sundin, 2010; Sandodden & Johnsen, 2010; Baum & Ballantyne, 2012; Manfrin *et al.*, 2019). Da bisher kein flusskrebsspezifisches Biozid bekannt ist, entstehen beim Einsatz entsprechend negative Auswirkungen auch auf die heimische Flora und Fauna, deren Ausmaß sich nur bedingt abschätzen und steuern lässt (Manfrin *et al.*, 2019). Ein geeignetes Biozid für die Bekämpfung von NICS stellt natürliches Pyrethrum (Insektizid) dar, da es hoch toxisch auf Flusskrebse wirkt (Cecchinelli *et al.*, 2012). Pyrethrum besitzt hingegen nur eine geringe Toxizität gegenüber dem Menschen, Säugetieren und Vögeln. Es zeigt keine schädliche Wirkung auf Pflanzen und wird zudem sehr schnell unter Sonnenlichteinwirkung zu ungiftigen Abbauprodukten umgewandelt (Peay *et al.*, 2006). Beim Einsatz von Bioziden besteht, wie bei anderen zuvor genannten Methoden, ebenfalls die Gefahr, dass die Populationen der NICS nicht vollständig getilgt werden können und einzelne Exemplare die Maßnahme überleben (Peay & Dunn, 2014). Außerdem ist davon auszugehen, dass die Maßnahme auf Stillgewässer,



bei denen sie mit einer Austrocknung (vgl. Kapitel 3.2.8.4) kombiniert werden kann, beschränkt ist (Manfrin *et al.*, 2019). Trotzdem sollte bei einem Management von NICS, wie in Kapitel 3.2.8.2 dargestellt, jede erdenkliche Methode und somit im Einzelfall auch der Einsatz von Biozide, in Betracht gezogen werden.

Auf die anderen in Kapitel 3.2.8.2 genannten Methoden soll hier nicht vertieft eingegangen werden, da diese zum Teil noch nicht über ein experimentelles Stadium hinaus erprobt wurden oder in der Praxis selten eingesetzt werden (vgl. Manfrin *et al.* (2019)).

### 3.2.8.8 Nachweis von *A. astaci* (Krebspest) und Seuchenprophylaxe

Um die Infektion der Bestände der ICS mit *A. astaci* zu verhindern, bedarf es geeigneter Maßnahmen (Seuchenprophylaxe) um die Vektoren der Einbringung ins Gewässer zu unterbinden (Chucholl & Brinker, 2017). Neben den zuvor beschriebenen Maßnahmen zur Eindämmung von Beständen der NICS, sind die Öffentlichkeitsarbeit und die Einhaltung von strengen Hygieneregeln weitere wichtige Bausteine, um eine Infektion der ICS zu verhindern (OIE-World Organisation for Animal Health, 2018).

Da es sich bei *A. astaci* nicht um eine anzeigepflichtige Tierseuche nach der Verordnung über anzeigepflichtige Tierseuchen (TierSeuchAnzV) handelt, sind die Kenntnisse bei den Veterinärbehörden meist gering. Da eine Infektion von ICS mit *A. astaci* in der Regel letal verläuft und somit der Bestand innerhalb kurzer Zeit erlischt (vgl. Kapitel 1.5.2.2), wird der Verlust von Beständen der ICS meist erst zu einem Zeitpunkt offensichtlich, zudem bereits keine toten Tiere mehr im Gewässer vorhanden sind. Sollten darauf hin keine NICS im betroffenen Gewässer nachgewiesen werden können, kann nur noch spekuliert werden, ob der Verlust der Population auf eine Infektion mit *A. astaci* zurückzuführen ist, selbst wenn andere Ursachen, wie Gewässerverunreinigungen, ausgeschlossen werden können. In den Fällen, in denen der Ausbruch der Seuche festgestellt wird, erfolgt häufig keine Dokumentation, noch werden diese, sei es auf Ebene der Bundesländer oder wie auch des Bundes, zentral erfasst. In Einzelfällen wird bei Bekanntwerden des Ausbruchs der Seuche durch die zuständigen Behörden reagiert, wie 2018 im Möwensee in Nordthüringen. Hier wurde über einen gewissen Zeitraum die Freizeitnutzungen des Sees zur Seuchenprophylaxe per Allgemeinverfügung eingeschränkt (Landkreis Nordhausen, 2018).

Für das Management von Flusskrebsen und für die Seuchenprophylaxe ist es von Bedeutung, Kenntnisse über die Infektion von Beständen der NICS und der ICS (nach beobachtetem Massensterben) mit *A. astaci* zu erlangen. Die zuverlässigste Methode zum Nachweis von *A. astaci* ist die real-time PCR (vgl. Kapitel 1.5.2.2). Dabei gilt das Verfahren nach VRÅLSTAD *et al.* (2009) als Standard, wobei ein jeweils aktuelles Protokoll zu verwenden ist (Schrumpf, 2019, mündliche Mitteilung). Nationales Referenzlabor für Krebstierkrankheiten ist zurzeit das Friedrich-Loeffler-Institut (<https://www.fli.de/de/institute/institut-fuer-infektionsmedizin-imed/referenzlabore/nrl-fuer-krebstierkrankheiten/>) auf der Insel Riems bei Greifswald in Mecklenburg-Vorpommern. Dort wird nach telefonischer Auskunft (25.03.2019) der Nachweis auf Infektion mit *A. astaci* jedoch nicht durchgeführt, da es sich nicht um eine anzeigepflichtige Tierseuche handelt. Umfangreiche Erfahrungen bezüglich des Nachweises von *A. astaci* hat die Universität Koblenz-Landau (Standort Landau), an der seit Jahren zu diesem Thema geforscht wird (Schrumpf & Schulz, 2013). Im Bedarfsfall können im Labor der Universität entgeltpflichtig Flusskrebse auf die Infektion mit *A. astaci* untersucht werden (Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Labor Geilweilerhof, 2019). Eine Recherche der Institute und Labore, die eine notwendige Ausstattung und Erfahrung zum Nachweis von *A. astaci* in Deutschland haben, erfolgte nicht. Es ist davon auszugehen, dass es sich hier bundesweit nur um sehr wenige Einrichtungen handelt.

Aus Sicherheitsgründen sollte in der Praxis immer davon ausgegangen werden, dass ein Bestand mit NICS mit *A. astaci* infiziert ist, solange kein gesicherter anderslautender Befund vorliegt (OIE-World Organisation for Animal Health, 2018).

Für die Praxis ist neben der Kenntnis über die Verbreitung von NICS und deren Infizierung mit *A. astaci* die Einhaltung einer Seuchenprophylaxe von hoher Bedeutung, die nach Chucholl & Brinker (2017) folgende Maßnahmen umfassen:

- kein Versetzen von Flusskrebsen zwischen Gewässern
- Desinfektion von Kleidung, Schuhen und Fischereigeräten
- Desinfektion von Ködern
- krebspest-freie Besatzfische und Transportwasser
- Desinfektion von Gerätschaften und Materialien bei wasserbaulichen Arbeiten

Für die Desinfektion können Peroxyessigsäuren-, Natriumhypochlorit- oder Iod-haltige Mittel verwendet werden (Chucholl & Brinker, 2017). Um eine geeignete Seuchenprophylaxe bei Maßnahmen und Arbeiten in und am Gewässer zu gewährleisten, verpflichten Behörden zum Teil ihre Auftragnehmer durch entsprechende Vorgaben oder weißen Dritte darauf hin.

Beispiele aus Hessen (Heinz, 2019c, schriftliche Mitteilung):

- Für die Durchführung von Elektrobefischungen:  
„Zur Seuchenprophylaxe sind die mit dem Gewässer in Berührung kommenden Bekleidungsstücke und Geräte vor der Elektrobefischung zu reinigen und zu desinfizieren. Die Desinfektion ist mit geeigneten (z. B. 0,5%ige Peressigsäureverbindung) und möglichst DVG-gelisteten Desinfektionsmitteln unter Beachtung der Herstellerangaben und eventueller Kälte- und / oder Eiweißfehler durchzuführen. Besondere Regelungen über zulässige Mittel z. B. in Trinkwasserschutzgebieten sind zu prüfen und zu beachten. Bei einem Gewässerwechsel ist vorher erneut zu desinfizieren. Sind innerhalb von 24 Stunden Befischungen an mehreren Stellen eines Fließgewässers vorgesehen, müssen diese von der Quelle hin zur Mündung durchgeführt werden.“
- Für Unterhaltungsmaßnahmen:  
„[...] eignet sich für die regelmäßige Desinfektion von Kleidung und Gegenständen z. B. Peressigsäure (PES, Markennamen: Wofasteril® E 400) in einer 0,4 bis 0,5 prozentigen Lösung im Tauchbad. Gegenstände, die nicht untergetaucht werden können (z. B. größere Geräte/Maschinen) können mit PES-Lösung aus einer handelsüblichen Handdruckspitze eingesprüht werden. Die Lösung sollte bis zu Einsatz im Gewässer vollständig abtrocknen. Für die schnelle Zwischendesinfektion im Feld (Gummistiefel) hat sich daneben auch Sagrotan® - Spray bewährt, das auf Oberflächen sehr gute fungizide und sporizide Wirkung hat. Das Produkt ist nicht als gewässerschädlich deklariert und ist in den für die Flächendesinfektion vorliegenden Konzentrationen unschädlich (Reckitt-Benckiser\_AG, 2014). Das Produkt sollte, auch wegen der besseren Desinfektionswirkung, nach dem Aufsprühen aber vollständig abtrocknen (ca. 15 Minuten), bevor ein Gewässer betreten wird. Behandelte Gegenstände dürfen nicht im Fahrzeug ablüften: Die Dämpfe sind hoch entzündlich (Alkoholbasis).“

Beispiel aus Baden-Württemberg (Auszug aus dem Leistungsverzeichnis der Ausschreibungsunterlagen zur Erfassung von Flusskrebsen, Regierungspräsidium Stuttgart, Ref. 56):

„Für die vorgesehenen Kartierungsarbeiten müssen folgende Maßnahmen zur Seuchenprophylaxe zwingend eingehalten werden:

- In einem Fließgewässersystem müssen die Probestrecken grundsätzlich von der Quelle abwärts, d.h. in Fließrichtung abgearbeitet werden. Die Probestrecken an sich werden gegen die Fließrichtung beprobt.
- Beim Wechsel des Gewässers (auch zwischen Zuflüssen desselben Vorfluters!) sind alle Gegenstände und Kleidungsstücke, die mit Wasser in Kontakt gekommen sind, vollständig zu desinfizieren. Um eine hohe Wirksamkeit der Desinfektionsmaßnahmen sicherzustellen, ist zuvor eine gründliche Reinigung notwendig. Dabei ist insbes. auf die Entfernung von Schlamm- und Sedimentresten im Profil von Stiefeln zu achten.

Geeignete Desinfektionsmaßnahmen sind:

- Vollständiges Trocknen über mind. 24 Stunden
- Fachgerechtes Desinfizieren mit Natriumhypochlorit, Iod oder Peroxyessigsäure-haltigen Mitteln (z.B. Wofasteril® E 400)

In der Praxis hat es sich bewährt, mehrere Ausrüstungs-Sets zu benutzen und diese zwischen Gewässern zu wechseln. Dadurch können verschiedene Gewässer an einem Tag abgearbeitet werden, ohne dass längere Pausen durch Desinfektionsmaßnahmen entstehen. Die benutzten Ausrüstungs-Sets müssen anschließend wie oben beschrieben desinfiziert werden.“

Die Öffentlichkeitsarbeit stellt einen weiteren wichtigen Baustein dar, um die Ein- und Verschleppung von *A. astaci* zu verhindern (vgl. Kapitel 3.2.4). In zahlreichen Publikationen von Behörden und Vereinen in den Bundesländern zu Flusskrebsen und deren Schutz, wird auf die Problematik der Infektion mit *A. astaci* eingegangen (vgl. in Martin *et al.* (2008), Arzbach, Kämmerit & Hiegel (2013), Chucholl & Brinker (2017)). In Hessen wurde für die Information von Zielgruppen und der Bevölkerung ein Faltblatt über die Gefahr, die von *A. astaci* ausgeht und die möglichen Vektoren sowie geeignete Schutzmaßnahmen publiziert (Regierungspräsidium Darmstadt, 2015). Die WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH (2018) (Baden-Württemberg) hat im Rahmen ihrer Handreichungen zur naturschonenden Gewässerunterhaltung ein Merkblatt zu *A. astaci* veröffentlicht. Grümme (2003) zeigt auf, wie das Thema *A. astaci* und die Neozoenproblematik im Sachunterricht in der Grundschule behandelt und in der Lehrerausbildung umgesetzt werden kann. Auf die deutschsprachigen Merkblätter der Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (2018a) mit allgemeinen Informationen zu *A. astaci*, Empfehlungen nach Seuchenausbruch sowie zur Seuchenprophylaxe, sei hier ebenfalls hingewiesen.

## 4. Akteure im Flusskrebsschutz in Deutschland

Die Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz ist von hoher Bedeutung. Dies führte in der Vergangenheit zur Gründung von Vereinigungen wie der International Association of Astacology (IAA) ([www.astacology.org](http://www.astacology.org)) im Jahre 1972 in Österreich bzw. in den USA und zum forum flusskrebse ([www.forum-flusskrebse.org](http://www.forum-flusskrebse.org)) im Jahre 2001 in Österreich. Insbesondere für den deutschsprachigen Raum stellen die Aktivitäten des forum flusskrebse, wie die regelmäßig organisierten internationalen Tagungen sowie die Herausgabe einer Vereinszeitschrift mit Artikeln zu neuesten Erkenntnissen im Flusskrebsschutz, wichtige Elemente für den Wissenstransfer in Sachen Flusskrebsschutz dar. Die bundesweite Recherche im Rahmen dieser Arbeit hat allerdings gezeigt, dass eine Vernetzung der Akteure zwischen den einzelnen Bundesländern quasi inexistent ist und bundeslandübergreifende Schutzprojekte nicht vorhanden sind. So beschränkte sich die durchgeführte Recherche in allen Bundesländern nicht nur auf die Sammlung von Informationen zur Verbreitung und zu Schutzmaßnahmen für diese Arbeit, vielmehr führten die persönlichen Kontakte rasch zu einem regen fachlichen Austausch über den Flusskrebsschutz.

Um möglichst effektiv und rasch Schutzmaßnahmen durch die einzelnen Akteure umsetzen zu können, ist ein intensiver Austausch und eine Zusammenarbeit über die Bundesländer hinweg zielführend und wünschenswert. Deshalb sollen nachfolgend die Akteure, mit denen im Rahmen der Recherche Kontakt aufgenommen wurde, mit ihren jeweiligen Tätigkeitsschwerpunkten genannt werden. Dadurch wird ein Überblick über potenzielle Ansprechpartner in den Bundesländern gegeben. Mit Sicherheit gibt es eine Vielzahl von weiteren Akteuren in den Behörden, Verbänden, bei Planungsbüros und privat aktive im Flusskrebsschutz, die hier nicht aufgeführt sind. Da nur wenige Datenschutzerklärung an den Verfasser zurückgesendet wurden und die Anforderungen an den Datenschutz, nicht zuletzt durch die Datenschutz-Grundverordnung (EU-DSGVO) hoch sind, werden hier nur die Namen, die Institution und das Bundesland sowie eine vom Verfasser erfolgte Zuordnung zu Tätigkeitsschwerpunkten genannt (Kontaktdaten lassen sich über die Namen in vielen Fällen durch eine Suche im Internet ermitteln. Gerne stellt der Verfasser in Einzelfällen auch einen persönlichen Kontakt her). Bei Kontaktaufnahmen und Nachfragen bei Behörden ist zu beachten, dass die Zuständigkeit für Flusskrebse primär bei den Fischereibehörden liegt, weshalb die Recherche im Rahmen dieser Arbeit zunächst über die zuständigen Fischereibehörden in den Ministerien der Bundesländer erfolgte (vgl. Kapitel 2). Auf mittlerer und unterer Behördenebene sowie auf Ebene der Fachbehörden der Länder können die Bereiche Fischerei wie Naturschutz wichtige und aktive Akteure und Ansprechpartner sein.

**Tabelle 9:** Übersicht über die Akteure im Flusskrebsschutz in Deutschland, die im Rahmen der Recherche des Verfassers kontaktiert wurden oder als Akteure benannt wurden (ohne Gewähr auf Vollständigkeit). Die Zuordnung nach Tätigkeiten und Schwerpunkt erfolgte nach Einschätzung des Verfassers.

Bundesland	Name	Vorname	Behörde / Institution / Verein / Büro	Verbreitung / Kartierung	Zucht / Besatz	Management NCS	Krebsperren	Krebspest	Genetik	Forschung	Schwerpunkt
BW	Binder	Geerje	Regierungspräsidium Karlsruhe, Referat Naturschutz und Landschaftspflege	X		X	X	X			Steinkrebs
BW	Biss	Regina	Regierungspräsidium Freiburg, Referat Naturschutz und Landschaftspflege	X		X	X	X			Dohlenkrebs / Steinkrebs
BW	Blank	Siegfried	Fischereiforschungsstelle BW	X							Datenbank Flusskrebse BW
BW	Brinker	Dr. Alexander	Fischereiforschungsstelle BW	X				X		X	Autor Leitfaden Flusskrebse
BW	Chucholl	Dr. Christoph	Büro EcoSurv	X	X	X	X	X		X	int. anerkannter Flusskrebsexperte
BW	Herrmann	Alexander	PH Karlsruhe	X		X				X	Kaliko Krebs
BW	Höfler	Jan	Landratsamt Hohenlohekreis, Untere Wasserbehörde		X	X	X	X			Steinkrebs(-zucht)
BW	Lemm	Moritz	privat		X						Steinkrebszucht
BW	Martens	Prof. Dr. Andreas	PH Karlsruhe	X		X				X	Kaliko Krebs
BW	Pfeiffer	Michael	Büro GOBIO	X	X	X	X	X			Kartierung / Maßnahmenplanung
BW	Rudolph	Peter	Büro Limnofisch	X	X	X	X	X			Kartierung / Maßnahmenplanung
BW	Waldmann	Benjamin	Regierungspräsidium Stuttgart, Referat Naturschutz und Landschaftspflege	X	X	X	X	X			Aktionsprogramm Steinkrebs
BY	Bohl	Dr. Erik	ehemals LfU, Außenstelle Wielenbach	X	X					X	Flusskrebsexperte
BY	Effenberger	Dr. Christoph	Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fisch u. Gewässerökologie	X	X						Datenbank Flusskrebse HE
BY	Feick	Christoph	Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fisch u. Gewässerökologie		X						Edelkrebs, Steinkrebs
BY	Kaminsky	Stephan	Büro Naturschutzplanung	X							
BY	Kober	Annemarie	Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fisch u. Gewässerökologie	X							Datenbank Flusskrebse HE
BY	Kuhlen	Kay	Fachberatung Fischerei Oberfranken	X							
BY	Silkenat	Dr. Wolfgang	Fachberatung Fischerei Unterfranken	X							
BY	Vordermeier	Dr. Thomas	Fachberatung Fischerei Mittelfranken	X							
BE	Puchmüller	Jens	Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz	X		X					
BB	Borkmann	Ingo	Institut für Binnenfischerei	X							
BB	Wolf	Robert	Institut für Binnenfischerei	X							Datenbank Flusskrebse BB
HB	Launer	Oliver	Fischereibehörde	X							
HH	Hach	Christian	Amt für Naturschutz, Grünplanung und Bodenschutz	X		X					
HE	Berg	Tanja	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie	X		X					Datenbank Flusskrebse HE
HE	Dümpelmann	Christoph	Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie	X	X	X	X	X		X	int. anerkannter Flusskrebsexperte
HE	Gimpel	Knut	Büro Biologische Gutachten und Beratung	X		X					Edelkrebs
HE	Heinz	Patrick	Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Fischereibehörde	X		X	X	X			

Bundesland	Name	Vorname	Behörde / Institution / Verein / Büro	Verbreitung / Kartierung	Zucht / Besatz	Management NICS	Krebsperren	Krebspest	Genetik	Forschung	Schwerpunkt
HE	Hemmings	Rainer	Büro für Fischerberatung und Gewässerökologie	X		X	X	X			Steinkrebs
HE	Schmitz	Jutta	Regierungspräsidium Darmstadt, Obere Naturschutzbehörde								
MV	Martin	Ines	Deutsches Meeresmuseum	X		X					
MV	Zettler	Dr. Michael	Leibniz-Institut für Ostseeforschung	X		X					
NI	Arzbach	Dr. Hans-Hermann	Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Dezernat für Binnfischerei	X		X	X				
NI	Emmrich	Matthias	Anglerverband Niedersachsen e.V.	X	X	X					Edelkrebs
NI	Göckemeyer	Michaela & Steffen	Poggenhagener Forellnwirtschaft & Edelkrebszucht		X						Edelkrebs
NI	Meyer	Uwe	Wendland Edelkrebszucht		X						Edelkrebs
NI	Rötter	Wolfgang	Büro Gewässerentwicklung & Landschaftsplanung	X	X	X	X	X			Edelkrebs
NI	Schulz	Kevin	Landratsamt Hildesheim, Umweltamt	X		X	X				Edelkrebs
HB	Hauck	Oliver	Alfred-Wegner-Institut, MaNaKa-Projekt	X	X				X		Edelkrebs
NW	Burk	Carsten	Edelkrebsprojekt NRW	X	X	X	X	X		X	Datenbank Flusskrebsse NW
NW	Groß	Dr. Harald	Edelkrebsprojekt NRW	X	X	X	X	X		X	
NW	Nowak	Marina	Edelkrebsprojekt NRW	X	X	X	X	X		X	Datenbank Flusskrebsse NW
RP	Frechen	Dr. Jürgen	privat	X	X						Steinkrebs
RP	Kiewitz	Herbert	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Abteilung Naturschutz	X							Datenbank Flusskrebsse RP
RP	Ott	Dr. Jürgen	Büro L.U.P.O.	X		X				X	
RP	Schleich	Sascha	Flusskrebsschutz / Amphibienschutz	X	X	X		X			Verbreitung Flusskrebsse RP
RP	Schrimpf	Dr. Anne	Universität Koblenz-Landau			X		X	X	X	
RP	Schulz	Prof. Dr. Ralf	Universität Koblenz-Landau			X		X	X	X	
SL	Caspari	Dr. Steffen	Ministerium für Umwelt u. Verbraucherschutz, Arten u. Biotopschutz	X	X	X					Datenbank Flusskrebsse SL
SL	Hoffmann	Sebastian	Fischereiverband Saar	X	X						Edelkrebs
SL	Klos-Engels	Claudia	Büro für Gewässerschutz	X		X					
SN	Füller	Dr. Gert	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	X		X		X			Autor Flusskrebsse Sachsen
SN	Pfeifer	Matthias	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	X		X		X			Autor Flusskrebsse Sachsen
SN	Richter	Luise	Technische Universität Dresden, MoBI-aqua-Projekt			X					
SN	Völker	Fabian	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	X		X					Datenbank Flusskrebsse SN
ST	Kubaczynski	Kamilla	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, FG Arten- und Biotopschutz	X		X					Datenbank Flusskrebsse ST
ST	Wüstemann	Otfried	Nationalpark Harz, Gewässerökologie	X		X	X				
SH	Jeske	Helmut	Krebszucht Oeversee	X	X	X		X			Edelkrebs
SH	Lehmann	Kai	Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gGmbH	X	X	X			X		Edelkrebs

Bundesland	Name	Vorname	Behörde / Institution / Verein / Büro	Verbreitung / Kartierung	Zucht / Besatz	Management NICS	Krebsperren	Krebspest	Genetik	Forschung	Schwerpunkt
SH	Ruhmann	Henrike	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Naturschutz	X		X					Datenbank Flusskrebsse SH
TH	Genßler	Cornelia	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Zoologischer Artenschutz	X							Datenbank Flusskrebsse TH
TH	Kleemann	Rolf	Büro	X	X	X		X			Verbreitung Flusskrebsse TH
TH	Müller	Uwe	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Zoologischer Artenschutz	X		X					
TH	Schmalz	Wolfgang	Büro Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen	X		X					Verbreitung Flusskrebsse TH

## 5. Diskussion

Verbreitungskarten der ICS und NICS werden in dieser Arbeit erstmals für Deutschland in einer Schärfe von 10 x 10 Kilometer UTM-Rasterzellen vorgelegt. Basis ist eine eigene umfangreiche Recherche zu validierten Nachweisen der Arten seit 2007 in allen Bundesländern. Alle Einzelnachweise aus den Bundesländern wurden qualitätsge­ sichert aufbereitet und in Geodaten­sätze mit Angaben zu den Quellen überführt. Diese Daten können als Grundlage für umfangreiche Auswertungen dienen, wie z.B. der geostatistischen und dynamischen Modellierung der Ausbreitung der NICS (Hernandez *et al.*, 2006), der Rückgang der ICS oder auch der Beschreibung und Modellierung der Umwelt­nischen der Arten (Chucholl, 2017b), was u.a. zur Abschätzung von Artverdrängungen und Klimawandelfolgen essentiell ist. Dabei bietet sich eine Fortschreibung der Datensätze, z.B. in einer bundesweiten Datenbank, an, um die zukünftige Entwicklung der Verbreitungen der Flusskreb­arten in Deutschland besser dokumentieren zu können. Welcher Erkenntnisgewinn zur Verbreitung von Flusskrebsen in Deutschland auf Grund dieser Recherche erbracht werden konnte, zeigt beispielhaft der Vergleich der Verbreitungsdaten zu *A. astacus* zwischen BfN (2018, Daten für Berichtspflicht 2019) und den hier dargestellten Ergebnisse (vgl. Kapitel 3.1.1.1) in Abbildung 50 in Anhang 7. So konnten 445 belegte UTM-Rasterzellen durch die Recherche bestätigt werden. 77 Rasterzellen konnten nicht bestätigt werden. 198 Rasterzellen konnten neu belegt werden. So kam es durch die Recherche in insgesamt 175 Rasterzellen zu Statusänderungen, was mehr als 25 % der aktuell für die Art belegten 643 Rasterzellen in Deutschland entspricht.

Im Rahmen der Recherche hat sich gezeigt, dass nicht in allen Bundesländern aktuelle Daten zur Verbreitung von ICS und NICS vorliegen und das bisher in keinem Bundesland eine flächendeckende Kartierung der Arten stattgefunden hat. In Mecklenburg-Vorpommern, mit Ausnahme der Insel Rügen, hat der Datensatz zu Verbreitung der Flusskrebse im Bundesland einen Stand von 2008 (Zettler, 2019, mündliche Mitteilung). Für Sachsen-Anhalt liegen nur aktuelle Informationen zur Verbreitung von *A. astacus* vor, die genau Verbreitung der NICS ist weitgehend unbekannt (Kubaczynski, 2018, mündliche Mitteilung). In Bayern wurden Differenzen zwischen den zentral zur Verfügung gestellten Datensätzen und Daten aus umfassenden Kartierungen in einem Bezirk festgestellt. So ist unklar, wie belastbar die Datenqualität in diesem Bundesland zurzeit ist. Zudem bestehen in einigen Bundesländern teils Kenntnislücken über die Verbreitung von *A. torrentium* (vgl. Kapitel 3.1.1.3). So gibt es immer noch „weiße Flecken“ auf den Verbreitungskarten der Flusskrebse in Deutschland. Diese Kenntnislücken gilt es rasch durch systematische, flächendeckende Kartierungen zu schließen. Nur wenn die Bestände der ICS und NICS in den einzelnen Einzugsgebieten vollständig bekannt sind, können wirkungsvolle Schutzmaßnahmen konzipiert und verortet werden. Dabei sollten möglichst überregionale Schutzprojekte, auch über Bundeslandgrenzen hinweg, initiiert werden, um ganze Einzugsgebiete überplanen zu können (vgl. Kapitel 3.2.7).

Die Rückmeldungen aus den Bundesländern zu Schutzmaßnahmen war insgesamt geringer als zur Verbreitung der Arten. Dies hat vermutlich zwei Gründe: In einigen Bundesländern wurden in den letzten Jahren so gut wie keine Schutzmaßnahmen für Flusskrebse durchgeführt. Kritisch ist die aktuelle Situation in Bayern, wo eine zentrale Koordination von Flusskreb­projekten, trotz der hohen Verantwortung für *A. torrentium*, fehlt und auch regional keine größeren Schutzprojekte durchgeführt werden. Weiterer Grund dürfte sein, dass manch lokale Schutzmaßnahme den höheren und oberen Verwaltungsbehörden nicht gemeldet wurde bzw. nicht bekannt und auch nicht publiziert ist. Dies trifft insbesondere auf die meist von lokalen Akteuren durchgeführten Besatzmaßnahmen mit *A. astacus* zu, die im Regelfall auch dem Arterhalt dienen, meist aber nicht den Behörden gemeldet werden. Dennoch erfolgten ausreichende Rückmeldungen, um erstmals in Deutschland den Erkenntnissen aus der Literatur zu Schutzmaßnahmen die Erfahrungen aus der Praxis gegenüberzustellen und um diese bewerten zu können.

Die Situation der ICS in Deutschland kann mit Blick auf deren aktuelle Verbreitung (vgl. Kapitel 3.1.1), ihrer Gefährdung sowie ihrer Zukunftsaussichten (vgl. Kapitel 1.5.2) als besorgniserregend bezeichnet werden. Im Gegensatz zu den ICS befinden sich die NICS in Deutschland in rascher Ausbreitung (vgl. Kapitel 3.1.2.2 und 3.1.2.5) und bedrohen nicht nur die letzten Bestände der ICS, sondern haben, wie inzwischen z.B. für *F. immunis* näher untersucht, erhebliche negative Auswirkungen auf die Ökosysteme der besiedelten Gewässern (Martens, 2015; Ott, 2016). Die größte Gefahr für die Bestände der ICS geht durch *P. leniusculus* hervor, der sich kontinuierlich in den Fließgewässern der Mittelgebirge Deutschlands ausbreitet (vgl. Kapitel 3.1.2.2 und in Chucholl (2016)). Bereits zahlreiche Verluste von Beständen, insbesondere von *A. torrentium*, mussten aus diesem Grund in den letzten Jahren festgestellt werden (Schleich, 2016; Chucholl & Schrimpf, 2016; Pfeiffer, 2019a). **Deshalb lautet die zentrale Frage im Flusskrebsschutz in Deutschland: Wie kann die Ausbreitung von *P. leniusculus* aufgehalten werden?**

Geeignete Methoden zur Reduzierung der Bestände oder sogar zur Tilgung von NICS stehen nur eingeschränkt zur Verfügung (vgl. Peay (2009), Gherardi *et al.* (2011) und Manfrin *et al.* (2019)). Um die Ausbreitung von *P. leniusculus* in Fließgewässern zu verhindern, existiert nach heutigem Kenntnisstand nur eine nachweislich wirksame Methode: Der Bau von Kressperren. Bisher sind bundesweit 25 Kressperren installiert (vgl. Tabelle 8). Diese Anzahl wird nicht annähernd ausreichen, um die Arten *A. pallipes* und *A. torrentium* in den zahlreichen Oberläufen ihrer

Verbreitungsgebiete in Deutschland zu schützen. Deshalb müssen rasch weitere Krebsperren gebaut werden. Ob dies gelingen kann ist fraglich, so wurde in Bayern bis heute keine einzige Sperre realisiert (Effenberger, 2019, mündliche Mitteilung). Es ist deshalb davon auszugehen, dass die zahlreichen Bestände von *A. torrentium* im Südosten Deutschlands so gut wie keinen Schutz vor der Einwanderung von *P. leniusculus* haben. Das dort Bestandsverluste in jüngerer Zeit bei *A. torrentium* eingetreten sind oder noch drohen, muss angenommen werden. Da es auf Grund des weit verzweigten Fließgewässernetzes in den Mittelgebirgen in der Praxis unmöglich sein wird, *P. leniusculus* großräumig aufzuhalten, müssen die bedeutendsten Vorkommen von *A. torrentium* zeitnah im Verbreitungsgebiet identifiziert und vorrangig geschützt werden. In Einzelfällen kann es dafür erforderlich sein, Krebsperren in Fließgewässern zu installieren, deren Durchgängigkeit eine hohe Priorität hat (vgl. Kapitel 3.2.8.5.3).

**Best-Practice-Empfehlungen für den Bau von Krebsperren:** Zunächst muss geklärt werden, ob die Krebsperre als ad hoc - Sperre oder generische Sperre ausgeführt werden kann. Dies ist einzel-fallabhängig für den gewählten Standort zu entscheiden. Um Eingriffe in Gewässer zu vermeiden und die Durchgängigkeit im Vergleich zum Ausgangszustand nicht zu verschlechtern, sind ad hoc - Sperren an bestehenden Querbauwerken und Durchlässen zu priorisieren. Für den Bau von Krebsperren in Hochwasserrisikogebieten sind spezielle Anforderungen zu beachten, die vor allem die Realisierung von generischen Sperren verhindern können. Wo immer möglich, sollten Krebsperren als Doppelsperren ausgeführt werden. Eine regelmäßige Unterhaltung ist zwingend notwendig, um die Funktionsfähigkeit der Krebsperre langfristig zu gewährleisten. Eine Reduktion der Bestände des NICS im Unterwasser der Sperre wird empfohlen, um den Ausbreitungsdruck gering zu halten. Ein regelmäßiges Monitoring der Sperren ist empfehlenswert, um die Funktionalität zu prüfen und, um bei Überwindung durch NICS, rasch Gegenmaßnahmen ergreifen zu können. Die detaillierten Anforderungen an Krebsperren finden sich in Kapitel 3.2.8.5.1.

NICS in Stillgewässer können sich in Vorfluter und benachbarte Stillgewässer ausbreiten (Gelmar *et al.*, 2006; Cruz & Rebelo, 2007), in denen sich Bestände von ICS befinden können. Zudem besteht latent die Gefahr, dass Sporen von *A. astaci* in den Vorfluter oder über Vektoren wie Menschen und Tiere in andere Gewässer gelangen (Oidtmann & Hoffmann, 1998). Häufig verursachen NICS in hohen Individuendichten erheblichen Schäden an der Flora und Fauna eines Gewässers (Gherardi & Acquistapace, 2007; Martens, 2015; Ott, 2018) oder schränken eine fischereiliche Nutzung ein (Dorn & Mittelbach, 1999). Deshalb kann die Reduzierung der Bestände von NICS in Stillgewässern wünschenswert und fachlich sinnvoll sein.

**Best-Practice-Empfehlungen für das Management von NICS in Stillgewässern:** Für die Reduzierung des Bestände von NICS in Stillgewässern hat sich eine Kombination von intensiven Befischungen mit Reusen und einem Besatz von Raubfischen, vorzugsweise von (juvenilen) Aalen, bewährt. Die Maßnahmen sollten über mehrere Jahre durchgeführt werden, um den gewünschten Erfolg zu erzielen. Bei kleinen Stillgewässern die vollständig abgelassen werden können, kann zudem ein Austrocknen mittels Sömmern oder Wintern, (zusätzlich) empfohlen werden. Unter Umständen ist es dadurch sogar möglich, den Bestand von NICS vollständig zu tilgen. Der Erfolg der Austrocknung kann weiter erhöht werden, wenn er mit dem Einsatz von Branntkalk oder Bioziden, wie natürliches Pyrethrum, kombiniert wird. Bei der Austrocknung ist darauf zu achten, dass die NICS nicht über Land abwandern können oder während des Ablassens in den Vorfluter ausgespült werden. Eine Dokumentation der Maßnahmen sowie der Auswirkungen ist hilfreich, um eine Fortführung unter dem Aspekt der Kosten-Nutzen-Relation betrachten zu können.

Die größte Wirkung dürfte durch die Verfüllung von Stillgewässern erzielt werden. Die Maßnahme mag auf den ersten Blick extrem wirken. Für kleine Stillgewässer, die z.B. aus Artenschutzgründen für Amphibien angelegt wurden, wäre aber eine Verfüllung und Neuanlegung durchaus denkbar.

Mit der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (IAS-Verordnung) steht seit wenigen Jahren ein Instrument zum Management von NICS zur Verfügung (vgl. Kapitel 1.5.1). Die Verantwortung für die Umsetzung liegt in Deutschland bei den Bundesländern, sie allein legen den Umfang und die einzelnen Maßnahmen fest. Im Rahmen der Recherche wurden in zahlreichen Telefonaten mit Behördenvertretern aus den Ländern deutlich, dass die Aktivitäten gerade erst anlaufen und die personellen wie finanziellen Ausstattungen zum Teil noch unklar sind. Wann gezielt erste Maßnahmen zum Management von NICS anlaufen werden, ist offen. Die Bundesländer mit Beständen von *A. torrentium* (und *A. pal-lipes*) sollten die Möglichkeiten ausschöpfen, welche die IAS-Verordnung zur Bekämpfung von NICS bietet.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass alle NICS Reservoirwirte von *A. astaci* sind (DIÉGUEZ-URIBEONDO & Söderhäll, 1993; Panteleit *et al.*, 2017; Svoboda *et al.*, 2017), weshalb eine strenge Seuchenprophylaxe zum Schutz



der Bestände der ICS vor einer Infektion einzuhalten ist. Entsprechende Akteure an den Gewässern sind durch eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit zu informieren und zu sensibilisieren.

**Best-Practice-Empfehlungen für den Umgang mit *A. astaci*** (verändert nach Chucholl & Brinker (2017):

- Öffentlichkeitsarbeit: Information der Akteure am Gewässer über die Gefahr von *A. astaci* und die möglichen Vektoren.
- kein Versetzen von Flusskrebse zwischen Gewässern
- krebspest-freie Besatzfische und Transportwasser
- Gewässeruntersuchungen in Fließrichtung (Quelle abwärts)
- beim Wechsel des Gewässer Desinfizieren oder Ausrüstung wechseln
- Reinigen und vollständiges Trocknen über mind. 24 h oder Desinfektion von Kleidung (insb. Schuhe), Fischereigeräten und Maschinen

In diesem Zusammenhang sollte *A. astaci* durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (vgl. §4 Abs. 4 TierGesG) in die TierSeuchAnzV als anzeigepflichtige Tierseuche aufgenommen werden. So würde das TierGesG greifen und es beständen vielfältige rechtliche wie angewandte Möglichkeiten zur Eindämmung der Tierseuche.

Zu den Schutzmaßnahmen muss auch die Öffentlichkeitsarbeit gezählt werden. Vielleicht wurde ihre Bedeutung für den Flusskrebsschutz bisher unterschätzt oder aus vermeintlichen Artenschutzgründen bewusst vernachlässigt? Fakt ist, dass Gewässereigentümer und Fischausübungsberechtigten informiert und im Umgang mit ICS und NICS sensibilisiert werden müssen. Es darf schlichtweg nicht mehr passieren, dass Bestände der ICS Unterhaltungsmaßnahmen an Gewässern zum Opfer fallen oder aus Unwissenheit NICS in Gewässer eingebracht werden oder *A. astaci* verschleppt wird. Ohne die Aus- und Fortbildung von Akteuren und die Etablierung eines Netzwerks von Ehrenamtlichen in der Fläche wird es kaum gelingen, die zuvor genannten Schutzmaßnahmen umzusetzen und dauerhaft fortzuführen. Die gezielte Information von Entscheidungsträgern wie Genehmigungsbehörden, Bürgermeistern und Verbandsfunktionären ist die Grundvoraussetzung, um Maßnahmen finanzieren, planen und realisieren zu können. Wenn vor Ort die letzten Bestände von ICS als „unsere Krebse“ angesehen werden, ist der Grundstein für einen effektiven Flusskrebsschutz gelegt.

Nicht nur über die Verbreitung der Flusskrebsarten bestehen in Deutschland Kenntnislücken, auch über die Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen und insbesondere über die Methoden zum Management von NICS, liegen nur wenige Erfahrungen vor. Somit besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, um neue Methoden zu entwickeln und bestehende zu optimieren. Dies trifft auch auf das Themengebiet der Zucht und Wiederansiedlung von ICS zu.

**Beispiele für Forschungsbedarf:**

- Entwicklung von generischen Krebssperren, die in Hochwasserrisikogebieten eingesetzt werden können
- Entwicklung von fischpassierbaren Krebssperren
- genetische Untersuchungen von *A. torrentium*, um Empfehlungen für Wiederansiedlung und Zucht geben zu können
- Untersuchung der Wirkung von Bioziden, auch in Feldversuchen, und Suche nach spezifisch wirkenden Toxinen
- Evaluierung der eDNA-Nachweismethode für ICS, NICS und *A. astaci*

Auf Grund der Gefährdungssituation der ICS und der praktisch überall gleichen Problemstellung beim Management von NICS, kommt zukünftig einer bundesweit engen Zusammenarbeit der Akteure und einem regen Erfahrungsaustausch große Bedeutung zu. Gerade beim Erhalt von *A. torrentium* ist eine Kooperation wichtig, da zahlreiche besiedelte Gewässersysteme über die Landesgrenzen hinweg gehen.

**Best-Practice-Empfehlungen zur Vernetzung der Akteure:** Etablierung einer „Koordinationsstelle Flusskrebse Deutschland“ nach Schweizer Vorbild ([www.flusskrebse.ch](http://www.flusskrebse.ch)) mit folgenden Kernaufgaben:

- Zentrale Datenhaltung zur Verbreitung der ICS und NICS in Deutschland (Datenbank + Geodaten), regelmäßige Aktualisierung und Veröffentlichung von Verbreitungskarten.
- Zentrale Registrierung und Datenhaltung zur Verbreitung von *A. astaci* in Deutschland und zu Seuchenausbrüchen (Datenbank + Geodaten).
  - Führung einer Liste mit Instituten und Laboren in Deutschland, welche die entsprechende Ausstattung und Erfahrung im Nachweis von *A. astaci* haben
- Aufbau eines Literaturarchiv unter ständiger Aktualisierung
  - Sammlung von Veröffentlichungen, Projektberichten und sonstigen Erfahrungen aus Deutschland
  - Sammlung von internationaler Literatur
  - zentrale Bereitstellung der Informationen und Quellen
- Anfertigung, Aktualisierung und Veröffentlichung von Merkblättern zur Biologie der Arten in Deutschland und zu den wichtigsten Schutzmaßnahmen.
- Zentrale Datenbank über die Ansprechpartner und Akteure in den Bundesländern und Förderung der Vernetzung (Newsletter, regelmäßige Veröffentlichungen).
- Ausrichtung von Tagungen, Workshops und Schulungen.
- Zentraler Ansprechpartner für Fragen zu Flusskrebsen und Schutzmaßnahmen in Deutschland.
- Internetauftritt

Auf Grund der föderalen Struktur Deutschlands und den unterschiedlichen Zuständigkeiten für Flusskrebse (Fischerei / Naturschutz) wird die Etablierung solch einer Koordinationsstelle sicherlich viele Hürden zu überwinden haben. Prädestiniert für die Installation einer Koordinationsstelle wäre Baden-Württemberg. Dies ist das einzige Bundesland in Deutschland mit Vorkommen aller drei ICS. Es hat zudem einen erheblicher Anteil an den Beständen von *A. torrentium*. In Baden-Württemberg hat sich die NICS *F. immunis* etabliert und breitet sich von dort rausch aus, weshalb die Art Gegenstand intensiver Forschungen an der PH Karlsruhe ist. Zudem wurden in der jüngeren Vergangenheit zahlreiche Flusskrebsschutzprojekte initiiert und etabliert, weshalb bereits vergleichsweise viele Akteure vorhanden sind. Ob die Koordinationsstelle bei einer Behörde, einem Verein oder wie in der Schweiz an einer Hochschule etabliert werden sollte, muss diskutiert werden.

Abschließend kann die alles entscheidende Frage zum Flusskrebsschutz in Deutschland gestellt werden: Haben wir noch eine realistische Chance, den Kampf gegen die Invasion der gebietsfremden Flusskrebsarten zu gewinnen? Die optimistische Antwort lautet: Ja, wenn wir umgehend gemeinsam handeln!

## 6. Quellenverzeichnis

- Ackefors H.E.G. (2000) Freshwater crayfish farming technology in the 1990s: a European and global perspective. *Fish and Fisheries*, 1, 337–359, doi:10.1046/j.1467-2979.2000.00023.x.
- Agersnap S., Larsen W.B., Knudsen S.W., Strand D., Thomsen P.F. & Hesselsøe M., et al. (2017) Monitoring of noble, signal and narrow-clawed crayfish using environmental DNA from freshwater samples. *PLoS one*, 12, e0179261, doi:10.1371/journal.pone.0179261.
- Albrecht H. (1983) Besiedlungsgeschichte und ursprünglich holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse. In: *SPLIXIANA* (Ed Zoologische Staatssammlung München). pp. 61–77, Vol. 6.
- Alderman D.J. (1996) Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue Scientifique Et Technique (International Office of Epizootics)*, 15, 603–632.
- Alderman D.J., POLGLASE J.L. & FRAYLING M. (1987) *Aphanomyces astaci* pathogenicity under laboratory and field conditions. *Journal of Fish Diseases*, 10, 385–393, doi:10.1111/j.1365-2761.1987.tb01086.x.
- Alekhnovich A. & Buřič M. (2017) NOBANIS –Invasive Alien Species Fact Sheet. *Orconectes limosus*, <https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/o/orconectes-limosus/orconectes-limosus.pdf>.
- Alonso F. (2000) Efficiency of electrofishing as a sampling method for freshwater crayfish populations in small creeks. *Limnetica*, 20.
- Anglerverein Darmstadt e.V. (2019) *Erfassung decapoder Zehnfußkrebse in den Pachtgewässern des Anglerverein Darmstadt e. V. und Handlungsempfehlungen zum Management des Roten Amerikanischen Sumpfkrebse (Procambarus clarkii)*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Aquiloni L., Brusconi S., Cecchinelli E., Tricarico E., Mazza G. & Paglianti A., et al. (2010) Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12, 3817–3824, doi:10.1007/s10530-010-9774-z.
- Arzbach H.-H., Kämmerer M. & Hiegel C. (2013) Flusskrebse in Niedersachsen, Lebensweise, Gefährdung, Schutz, [http://www.fischerei-niedersachsen.de/fileadmin/bilder/Aktuell/Download\\_Flusskrebse\\_Flyer.pdf](http://www.fischerei-niedersachsen.de/fileadmin/bilder/Aktuell/Download_Flusskrebse_Flyer.pdf).
- AWI – Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (2017) *Maßnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmaßnahmen autochthoner Edelkrebpopulationen*.
- Aydin H., Kokko H., Makkonen J., Kortet R., Kukkonen H. & Jussila J. (2014) The signal crayfish is vulnerable to both the As and the PsI-isolates of the crayfish plague. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 3, doi:10.1051/kmae/2014004.
- Baer J., Blank S., Chucholl C., Dussling U. & Brinker A. (2014) *Die Rote Liste der für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse*.
- Baum D. & Ballantyne L. (2012) *Biocide Treatment of the Ballachulish Quarry Ponds to Eradicate American Signal Crayfish*. Final project report.
- Bayerischer Rundfunk (2018) Steinkrebszucht in Wielenbach, <https://www.br.de/mediathek/video/kinderstube-unter-wasser-steinkrebs-zucht-in-wielenbach-av:5bb903951ec7f200181eb8da>.
- Berg T. (2019) Steinkrebpopulationen in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 20.03.2019.
- Bertocchi S., Brusconi S., Gherardi F., Bucciatti A. & Scalici M. (2008) Morphometrical characterization of the *Austropotamobius pallipes* species complex. *Journal of Natural History*, 42, 2063–2077, doi:10.1080/00222930802254664.
- Blanke D. (1998) Flusskrebse (Astacidae) in Niedersachsen. Historische Entwicklung, derzeitige Situation und Empfehlungen zum Schutz. In: *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* (Ed Niedersächsisches Landesamt für Ökologie). pp. 146–174. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Vol. 6.
- Bohl E. (2011) Der Steinkrebs in Bayern. In: *Forum Flusskrebse*. pp. 36–42, Vol. 16.
- Bohl E. (2019) Flusskrebse in Bayern. mündliche Mitteilung vom 19.02.2019.
- Bohman P. (2014) *Fish, crayfish & mussels as eDNA*. in environmental monitoring?
- Bronstert A. (2016) *Stellungnahme zu den Sturzflutereignissen Ende Mai/ Anfang Juni in Süddeutschland am Beispiel der Sturzflut in Braunsbach*.
- Bundesamt für Naturschutz (2013a) Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Pflanzen- und Tierarten der FFH-Richtlinie, [https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat\\_Bericht\\_2013/Arten/sonstige.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat_Bericht_2013/Arten/sonstige.pdf).
- Bundesamt für Naturschutz (2013b) *Zustand der Tier- und Pflanzenarten*. (FFH-Bericht 2013).

- Bundesamt für Naturschutz (2019) Methodik und Ablauf der Berichtserstellung, <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/methodik-ablauf.html>.
- Bundesamt für Naturschutz & Bundesministerium für Umwelt N.B.u.R. (2014) Die Lage der Natur in Deutschland, 17.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) und der Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (2015) *Bewertungsbögen der Flusskrebse als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde, editor (2015) *Forschung und Entwicklung zur Qualitätssicherung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen*.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. 2005 Bundeartenschutzverordnung.
- Bundestag. 2009 Bundesnaturschutzgesetz.
- Bundestag. 08.09.2017 Gesetz zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.
- Bürkle S. (2018) *Schutz des Steinkrebse (Austropotamobius torrentium, SCHRANK 1803) – Bestandserfassung und Maßnahmenplanung zur Sicherung eines Steinkrebsbestandes im Kohlhaubächle (Brettach-System, Baden-Württemberg)*. Bachelorarbeit, Hochschule Osnabrück, Osnabrück.
- Burmeister E.-G. (2003) *Rote Liste gefährdeter wasserbewohnender Krebse, exkl. Kleinstkrebse (limn. Crustacea) Bayerns*.
- Cai W., Ma Z., Yang C., Wang L., Wang W. & Zhao G., et al. (2017) Using eDNA to detect the distribution and density of invasive crayfish in the Honghe-Hani rice terrace World Heritage site. *PloS one*, 12, e0177724, doi:10.1371/journal.pone.0177724.
- Capinha C., Larson E.R., Tricarico E., Olden J.D. & Gherardi F. (2013) Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 27, 731–740, doi:10.1111/cobi.12043.
- Caprioli R., Garozzo P., Giansante C. & Ferri N. (2014) Reproductive performance in captivity of Austropotamobius pallipes in Abruzzi Region (central Italy). *Invertebrate Reproduction & Development*, 58, 89–96, doi:10.1080/07924259.2013.827136.
- Cecchinelli E., Aquiloni L., Maltagliati G., Orioli G., Tricarico E. & Gherardi F. (2012) Use of natural pyrethrum to control the red swamp crayfish Procambarus clarkii in a rural district of Italy. *Pest management science*, 68, 839–844, doi:10.1002/ps.2335.
- Chucholl C. (2011) Disjunct distribution pattern of Procambarus clarkii (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in an artificial lake system in Southwestern Germany. In: *Aquatic Invasions* (Ed International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species), Vol. 6.
- Chucholl C. (2014) Predicting the risk of introduction and establishment of an exotic aquarium animal in Europe: insights from one decade of Marmorkrebs (Crustacea, Astacida, Cambaridae) releases. *Management of Biological Invasions*, 5, 309–318, doi:10.3391/mbi.2014.5.4.01.
- Chucholl C. (2015a) *Arche-Populationen für heimische Flusskrebse in Baden-Württemberg*. Abschlussbericht 2015.
- Chucholl C. (2015b) *Fischökologische Auswirkungen von Krebssperrren*. Abschlussbericht, Langenargen.
- Chucholl C. (2016) The bad and the super-bad. Prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biological Invasions*, 18, 1967–1988, doi:10.1007/s10530-016-1141-2.
- Chucholl C. (2017a) *Krebsmonitoring und Evaluierung der Krebssperrren im Bottwarsystem*, unveröffentlicher Projektbericht.
- Chucholl C. (2017b) Niche-based species distribution models and conservation planning for endangered freshwater crayfish in south-western Germany. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27, 698–705, doi:10.1002/aqc.2734.
- Chucholl C. (2018a) *Gefährdungsanalyse für das Projektgebiet*, unveröffentliche Gefährdungsanalyse für einen LIFE-Antrag des Regierungspräsidium Stuttgart.
- Chucholl C. (2018b) *Monitoring austrocknungsgefährdeter Krebsbäche im Sommer 2018*.
- Chucholl C. (2019a) Dohlenkrebs in Baden-Württemberg. mündliche Mitteilung durch Telefonat am 18.03.2019.
- Chucholl C. (2019b) Krebspestausbuch in einer Meta-Population von A. pallipes im Schwarzwald östlich von Freiburg. mündliche Mitteilung per Telefonat vom 28.03.2019.
- Chucholl C. (2019c) Situation A. astacus und A. torrentium in Deutschland, Krebssperrren als Maßnahmen der Wahl in Fließgewässer, Verwendung von Reusen. mündliche Mitteilung per Telefonat am 25.03.2019.

- Chucholl C. (2019) Spread of crayfish plague in Europe, [http://european-crayfish.org/?Crayfish\\_plague](http://european-crayfish.org/?Crayfish_plague).
- Chucholl C. & Brinker A. (2017) *Der Schutz der Flusskrebse - ein Leitfaden.*, Stuttgart.
- Chucholl C., Dethlefs-Hammes A. & Dümpelmann C. (2015) 125 years of biological invasion. Updated distribution and population trend of alien crayfish in Germany, Landau, Germany.
- Chucholl C. & Dümpelmann C. (2017) *Sondergutachten 2017*. Erstellung einer Expertise zu Krebsperren und alternativen Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs.
- Chucholl C., Morawetz K. & Groß H. (2012) The clones are coming – strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis*] records from Europe. *Aquatic Invasions*, 7, 511–519, doi:10.3391/ai.2012.7.4.008.
- Chucholl C. & Schrimpf A. (2016) The decline of endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in southern Germany is related to the spread of invasive alien species and land-use change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 44–56, doi:10.1002/aqc.2568.
- Collas M., Beinsteiner D., Fritsch S., Morelle S. & L'Hospitalier M. (2012) Première observation en France de l'Ecrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870). In: *Wissenschaftliches Jahrbuch. des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Pfälzerwald - Vosges du Nord* (Ed Biosphärenreservat Pfälzerwald Nordvogesen, Parc naturel régional des Vosges du Nord). pp. 18–36, 2011-2012.
- Crandall K.A. & Grave S. de (2017) An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda. Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology*, 37, 615–653, doi:10.1093/jcabi/rux070.
- Cruz M.J. & Rebelo R. (2007) Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 575, 191–201, doi:10.1007/s10750-006-0376-9.
- DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION. 22.10.2014 VERORDNUNG (EU) Nr. 1143/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.
- Dehus P. & Chucholl C. (2011) *Flusskrebse in Baden-Württemberg*, Langenargen.
- Deiner K. & Altermatt F. (2014) Transport distance of invertebrate environmental DNA in a natural river. *PloS one*, 9, e88786, doi:10.1371/journal.pone.0088786.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J. & Söderhäll K. (1993) *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture Research*, 24, 761–765, doi:10.1111/j.1365-2109.1993.tb00655.x.
- Dorn N. & Mittelbach G. (1999) More than predator and prey: A review of interactions between fish and crayfish. *Vie et Milieu*, 49.
- Dümpelmann C. (2018) *Fluktuation von Signalkrebse n (Pacifastacus leniusculus) in einer Reuse während einer Nacht - was fangen wir?*, Vol. 40.
- Dümpelmann C. (2019) Galizischer Sumpfkrebs in Hessen, Schutzmaßnahmen für Flusskrebse in Hessen. schriftliche Mitteilung per Mail vom 07.03.2019.
- Dümpelmann C. & Hugo R. (2017) *Artgutachten 2017*. Bundesmonitoring 2017 zur Erfassung des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*; Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie) sowie Überprüfung ausgewählter Vorkommen des Edelkrebsses (*Astacus astacus*; Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie) in Hessen.
- Dußling U. (2017) *Protokoll Krebsbestandsaufnahme*. Rev. Version 2017-09-18.
- Dußling U. & Hoffmann C. (1998) FIRST DISCOVERY OF A POPULATION OF ORCONNECTES IMMUNIS IN GERMANY. In: *IAA Newsletter. The official newsletter of the International Association of Astacology* (Ed International Association of Astacology). p. 5, 20 (4).
- Edelkrebsprojekt NRW (2012) Die Edelkrebs-Werkstatt. Biologie und Gefährdung durch ausgesetzte nicht heimische Arten - Materialien für die Grundschule, [https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/images/lehrheft\\_grundschule.pdf?m=1509621802&](https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/images/lehrheft_grundschule.pdf?m=1509621802&).
- Edelkrebsprojekt NRW (2016) Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen, [https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/images/broschuere\\_6\\_auflage.pdf?m=1509621805&](https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/images/broschuere_6_auflage.pdf?m=1509621805&).
- Edelkrebsprojekt NRW (2018) Neue Flusskrebssart in NRW entdeckt. In: *Natur in NRW* (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). p. 9. *Natur in NRW*, 4/2018.
- Edelkrebsprojekt NRW (2019a) Meldeformular zur Flusskrebs- und Muschelkartierung, <https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/images/meldeformular.pdf?m=1509621790&>.
- Edelkrebsprojekt NRW (2019b) Projektinformationen, [https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/content/das\\_projekt.php](https://www.edelkrebsprojekt nrw.de/content/das_projekt.php).

- EDGERTON B.F., HENTTONEN P., Jussila J., MANNONEN A.R.I., PAASONEN P. & TAUGBØL T., et al. (2004) Understanding the Causes of Disease in European Freshwater Crayfish. *Conservation Biology*, 18, 1466–1474, doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00436.x.
- Effenberger M. (2019) Flusskrebse in Bayern. mündliche Mitteilung per Telefonat am 18.03.2019.
- Ellwanger G. (2019) Erhaltungszustände der ICS in der FFH-Berichtspflicht 2019. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 22.03.2019.
- Europäische Union. 2017a Invasive Alien Species of Union concern.
- Europäische Union (2017b) New application for tracking invasive alien species with your smartphone, <https://ec.europa.eu/jrc/en/news/new-application-tracking-invasive-alien-species-your-smartphone>.
- European Topic Centre on Biological Diversity (2011) *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive*. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012.
- Feick C. (2019) Edel- und Steinkrebszucht. mündliche Mitteilung per Telefon am 22.03.2019.
- Frechen J. (2017) *Projektbericht März 2016 - März 2017*. Vermehrung von Steinkrebsen in einer Quellteichanlage, unveröffentlicher Projektbericht.
- Frechen J. (2019) Steinkrebszucht und Steinkrebsverbreitung rund um Koblenz. mündliche Mitteilung per Telefonat am 18.03.2019.
- Freeman M.A., Turnbull J.F., Yeomans W.E. & Bean C.W. (2010) Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 211–223, doi:10.1002/aqc.1065.
- Frings R.M., Vaeßen S.C.K., Groß H., Roger S., Schüttrumpf H. & Hollert H. (2013) A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. *Biological Conservation*, 159, 521–529, doi:10.1016/j.biocon.2012.12.014.
- Frutiger A. & Müller R. (2002) Controlling unwanted *Procambarus clarkii* populations by fish predation. *Freshwater Crayfish*, 13.
- Füreder L., editor (2009) *Flusskrebse*. Biologie - Ökologie - Gefährdung. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Füreder L., Machino Y. & Patzner R.A. (2009) Historische Angaben über Flusskrebse im Alpenraum. In: *Flusskrebse*. Biologie - Ökologie - Gefährdung (Ed L. Füreder). pp. 44–52. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Gaumert D. & Kämmereit M. (1993) *Süßwasserfische in Niedersachsen*, Hildesheim.
- 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). *Lauterborni*, 56.
- Gherardi F. & Acquistapace P. (2007) Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshwater Biology*, 52, 1249–1259, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01760.x.
- Gherardi F., Aquiloni L., Diéguez-Uribeondo J. & Tricarico E. (2011) Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73, 185–200, doi:10.1007/s00027-011-0181-z.
- Gherardi F. & Holdich D.M. (1999) *Crayfish in Europe as Alien Species*. Crustacean Issues, v. Vol. 11. CRC Press, Rotterdam.
- Ghia D. & Fea G. (2014) *The white-clawed crayfish - Austropotamobius pallipes an endangered species*.
- Gimpel K. (2006) *Landesweites Artengutachten für den Edelkrebs*. Artgutachten 2005, Marburg.
- Gimpel K. (2009) *Artgutachten 2008*. Nachuntersuchung 2008 zur Verbreitung des Edelkrebses (*Astacus astacus* L.) in Hessen (Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie).
- Gimpel K. (2014) *Fang und Verwertung von Signalkrebsen (Pacifastacus leniusculus) zum Schutz der bekannten Steinkrebspopulationen (Austropotamobius torrentium) im Gewässersystem Schwarzbach/Ts. im Jahr 2014*.
- Gimpel K. & Hennings A. (2014) *Artgutachten 2014*. Landesmonitoring für den Steinkrebs, *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK 1803).
- Gouin N., GRANDJEAN F., Bouchon D., Reynolds J.D. & Souty-Grosset C. (2001) Population genetic structure of the endangered freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*, assessed using RAPD markers. *Heredity*, 87, 80–87.
- Grandjean F., VRÁLSTAD T., Diéguez-Uribeondo J., Jelić M., Mangombi J. & Delaunay C., et al. (2014) Microsatellite markers for direct genotyping of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) from infected host tissues. *Veterinary microbiology*, 170, 317–324, doi:10.1016/j.vetmic.2014.02.020.

- GRANDJEAN F., Souty-Grosset C., RAIMOND R. & HOLDICH D. (1997) Geographical variation of mitochondrial DNA between populations of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Biology*, 37, 493–501, doi:10.1046/j.1365-2427.1997.00176.x.
- Green N., Bentley M., Stebbing P., Andreou D. & Britton R. (2018) Trapping for invasive crayfish: comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 95, 15, doi:10.1051/kmae/2018007.
- Groß H. (2013) Maßnahmen gegen invasive Flusskrebse. In: *Tagungsband Internationale Flusskrebstagung 12. bis 15. September 2013 im Nationalpark Eifel* (Ed forum flusskrebse). pp. 103–108.
- Groß H. (2018) Flusskrebse in NRW. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 23.11.2018.
- Groß H. (2019) Gefährdung *A. astacus* in D und NRW, Zucht und Besatz von ICS. mündliche Mitteilung per Telefonat vom 19.03.2019.
- Groß H. (2019) Zucht und Besatz von Flusskrebsen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 19.03.2019.
- Groß H., Burk C., Feldhaus G., Mellin A., Darschnik S. & Niepagenkemper O. (2010) *Rote Liste und Artenverzeichnis der Flusskrebse - Astacidae et Cambaridae - in Nordrhein-Westfalen*.
- Groß H., Burk C. & Hill A. (2008) Die Flusskrebsfauna in NRW. In: *Natur in NRW* (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). *Natur in NRW*, 4/08.
- Groß H., Persch G. & Poetschke A. (2014) Wird der Steinkrebs in NRW überleben? In: *Natur in NRW* (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). pp. 27–31, 3/2014.
- Grümme T. (2003) Krebspest und Neozoenproblematik. Behandlung im Sachunterricht und Umsetzung in der Lehrerbildung. In: *Berichte des Institutes für Didaktik der Biologie* (Ed Institut für Didaktik der Biologie). pp. 19–38. *Berichte des Institutes für Didaktik der Biologie*, 12 (2003), Münster.
- Gruppe für ökologische Gutachten (2018) *Forschungsvorhaben Haltung von Steinkrebsen in künstlichen Gewässern mit dem Ziel der Nachzucht*. Anlage zum Auftrag auf: artenschutzrechtliche Ausnahme, Befreiung von den Verboten der NSG-VO, Befreiung von den Schonzeiten und Mindestmaßnahmen gem. §1 LFischVO, unveröffentlichter Projektbericht.
- Haase T., Heidecke D. & Klapperstück J. (1989) Zur Ökologie und Verbreitung des Edelkrebse *Astacus astacus* in der DDR. In: *Hercynia N. F.* pp. 36–57, Vol. 26, Leipzig.
- Hager J. (1996) *Edelkrebse*. Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Praxisbuch. Stocker, Graz.
- Hager J. (2018) *Flusskrebse*. Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart.
- Heinz P. (2019a) Bekämpfung von NICS mittels Prädatoren in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 20.03.2019.
- Heinz P. (2019b) Krebsperre HRB. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 15.03.2019.
- Heinz P. (2019c) Umgang mit Krebspest und Seuchenprophylaxe in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 08.03.2019.
- Heinz P. (2019d) Verluste von Steinkrebspopulationen in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 15.03.2019.
- Hennings R. (2008) *Massiver Fang invasiver Signalkrebse (Pacifastacus leniusculus) im Einzugsgebiet der Weschnitz 2008*. Maßnahme zum Schutz von Vorkommen des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) im Einzugsgebiet der Weschnitz (Kreis Bergstraße).
- Hennings R. (2014) *Fang und Verwertung von Signalkrebsen (Pacifastacus leniusculus) zum Schutz der bekannten Stein- und Edelkrebspopulationen im Gewässersystem Obere Gersprenz im Jahr 2014; Signalkrebsmanagement*. Maßnahme zum Schutz von Vorkommen einheimischer Flusskrebse im Bereich des FFH-Gebietes 6319-302 „Oberläufe der Gersprenz“.
- Hennings R. (2017) *Fang und Verwertung von Signalkrebsen (Pacifastacus leniusculus) zum Schutz der bekannten Steinkrebspopulationen im Gewässersystem der oberen Weschnitz/Odenwald im Jahr 2017*. Maßnahme zum Schutz von Vorkommen des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) im Bereich des FFH-Gebietes 6318-307 „Oberlauf der Weschnitz und Nebenbäche“ (Kreis Bergstraße).
- Hennings R. (2018) *Überwachung der Verbreitung von Zehnfußkrebsen in der Weschnitz unterhalb bekannter Steinkrebsbestände im Jahr 2018*. Maßnahme zum Schutz der bekannten Steinkrebspopulation-Population im FFH-Gebiet 6318-307 "Oberlauf der Weschnitz und Nebenbäche".
- Hennings R. (2019) Bekämpfung von NICS in Hessen. mündliche Mitteilung per Telefonat vom 23.03.2019.
- Hennings R. (2019) Krebsperre in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 20.03.2019.

- Hernandez P.A., Graham C.H., Master L.L. & Albert D.L. (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785, doi:10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x.
- Herrmann A. (2018) Phänologie der Überlandwanderung des Kalikokrebses am Oberrhein. In: *Abstracts Fachtagung Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz von Libellen und Amphibien in Kleingewässern* (Ed PH Karlsruhe).
- Herrmann A., Stephan A. & Martens A. (2018) Erste Funde des Kalikokrebses *Faxonius immunis* in Hessen (Crustacea. Cambaridae), 85, 91–94.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2015) *Atlas der Fische Hessens. Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln*. FENA Wissen, Vol. 2. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden.
- Hilber T. (2017) *EFFICIENCY OF SAMPLING METHODS FOR NATIVE CRAYFISH*. Masterthesis, Universität Ulm, Ulm.
- Höfler J. (2017) *Gewässernachbarschaft 2017 in Kocherstetten*. Praktischer Steinkrebsschutz, Kocherstetten.
- Hohenleiter W. (1967) *Das Tiroler Fischereibuch Maximilians I*. Styria, Graz.
- Holdich D.M., Gydemo R. & Rogers W.D. (1999) A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. In: *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* (Eds F. Gherardi & D.M. Holdich). pp. 245–270. Crustacean Issues, Vol. 11. Balkema, Rotterdam.
- Holdich D.M., Reynolds J.D., Souty-Grosset C. & Sibley P.J. (2009) A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 11, doi:10.1051/kmae/2009025.
- Hossain M.A., Lahoz-Monfort J.J., Burgman M.A., Böhm M., Kujala H. & Bland L.M. (2018) Assessing the vulnerability of freshwater crayfish to climate change. *Diversity and Distributions*, 24, 1830–1843, doi:10.1111/ddi.12831.
- J. Cruz M., Rebelo R. & G. Crespo E. (2006) Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography*, 29, 329–338, doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04333.x.
- Johnson M.F., Rice S.P. & Reid I. (2014) The activity of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in relation to thermal and hydraulic dynamics of an alluvial stream, UK. *Hydrobiologia*, 724, 41–54, doi:10.1007/s10750-013-1708-1.
- Jussila J., Vrezec A., Jaklič T., Kukkonen H., Makkonen J. & Kokko H. (2017) *Aphanomyces astaci* isolate from latently infected stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) population is virulent. *Journal of invertebrate pathology*, 149, 15–20, doi:10.1016/j.jip.2017.07.003.
- Jussila J., Vrezec A., Makkonen J., Kortet R. & Kokko H. (2015) 8. Invasive Crayfish and Their Invasive Diseases in Europe with the Focus on the Virulence Evolution of the Crayfish Plague. In: *Biological invasions in changing ecosystems. Vectors, ecological impacts, management and predictions* (Eds J. Canning-Clode, K. Michalczyk, A. Vainikka & B. Turner). De Gruyter Open, Warsaw, Berlin.
- Keller M. (2009) Die Zucht von Flusskrebse: Arterhaltung und Nutzung. In: *Flusskrebse. Biologie - Ökologie - Gefährdung* (Ed L. Füreder). pp. 124–128. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Keller N.S., Pfeiffer M., Roessink I., Schulz R. & Schrimpf A. (2014) First evidence of crayfish plague agent in populations of the marbled crayfish (*Procambarus fallax forma virginalis*). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 15, doi:10.1051/kmae/2014032.
- Kleemann R. (2019) Flusskrebse in Thüringen. mündliche Mitteilung vom 22.02.2019.
- KLOBUČAR G.I.V., Podnar M., Jelić M., FRANJEVIĆ D., FALLER M. & Štambuk A., et al. (2013) Role of the Dinaric Karst (western Balkans) in shaping the phylogeographic structure of the threatened crayfish *Austropotamobius torrentium*. *Freshwater Biology*, 58, 1089–1105, doi:10.1111/fwb.12110.
- Klos C. (2008) *Rote Liste und Faunenliste der Flusskrebse des Saarlandes*. rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes.
- Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (2018a) Checkliste: Krebspest - was tun?, Informationen zur Krebspest, Verhinderung der Krebspestverbreitung, [http://www.flusskrebse.ch/de\\_projekte.htm](http://www.flusskrebse.ch/de_projekte.htm).
- Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (2018b) Krebsperren: Konstruktion und Erfahrungen, [http://www.flusskrebse.ch/pdfs/MB-6\\_Krebsperren\\_18-V01.pdf](http://www.flusskrebse.ch/pdfs/MB-6_Krebsperren_18-V01.pdf).
- Kouba A., Petrusek A. & Kozák P. (2014) Continental-wide distribution of crayfish species in Europe. Update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 5, doi:10.1051/kmae/2014007.



- Krieg R. (2019) Erhebungsbogen Flusskrebse CH. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 15.03.2019.
- Krieg R. & Zenker A. (2015) *Heimische Flusskrebse in Bedrängnis Gewässerrenaturierung und Kraftwerksanierung – Fluch oder Segen?* Unpublished.
- Kubaczynski K. (2018) Verbreitung der Flusskrebse in Sachsen-Anhalt. mündliche Mitteilung per Telefonat.
- Kunz B. (2019) Auswirkungen des Extremabflusses nach Starkregenereignis im Grimm bach (Landkreis Schwäbisch Hall) auf die Gewässerfauna. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 22.03.2019.
- Kusar D., Vrezec A., Ocepek M. & Jencic V. (2013) *Aphanomyces astaci* in wild crayfish populations in Slovenia: first report of persistent infection in a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* population. *Diseases of aquatic organisms*, 103, 157–169, doi:10.3354/dao02567.
- LANA Ad hoc-UAK „invasive Arten“ (2018) „Invasive Krebsarten“, Management- und Maßnahmenblatt, [https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/557507/Krebse+%E2%80%93+Management+und+Ma%C3%9Fnahmenblatt\\_03\\_2018\\_UAK+end.pdf/4dc8b8b1-e30e-4ee9-80a3-8bbd269c33c6](https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/557507/Krebse+%E2%80%93+Management+und+Ma%C3%9Fnahmenblatt_03_2018_UAK+end.pdf/4dc8b8b1-e30e-4ee9-80a3-8bbd269c33c6).
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2014) *Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg*, Karlsruhe.
- Landkreis Nordhausen Allgemeinverfügung zum Schutz gegen die weitere Verbreitung der Krebspest auf den Edelkrebse im Landkreis Nordhausen vom 12.07.2018.
- Landtag Baden-Württemberg. 1979 Fischereigesetz für Baden-Württemberg.
- Ljunggren N. & Sundin J. (2010) *Eliminering av signalkräfta på Gotland*. En redovisning av utförda åtgärder inom åtgärdsprogrammet för bevarande av flodkräfta under 2007-2009.
- Lodge D.M., Deines A., Gherardi F., Yeo D.C.J., Arcella T. & Baldrige A.K., et al. (2012) Global Introductions of Crayfishes: Evaluating the Impact of Species Invasions on Ecosystem Services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 449–472, doi:10.1146/annurev-ecolsys-111511-103919.
- Longshaw M. (2011) Diseases of crayfish: a review. *Journal of invertebrate pathology*, 106, 54–70, doi:10.1016/j.jip.2010.09.013.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & Poorter M. de (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A Selection From the Global Invasive Species Database (IUCN). *Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)*, 12pp. First published as special lift-out in *Aliens*, 12.
- Lukhaup C. (2001) *Procambarus* sp. - Der Marmorkrebs. In: *Aquaristik Aktuell. Das Magazin für Aquarianer*. pp. 48–51, 7-8.
- Lyko F. (2017) The marbled crayfish (Decapoda, Cambaridae) represents an independent new species. *Zootaxa*, 4363, 544–552, doi:10.11646/zootaxa.4363.4.6.
- Machida Y. & Akiyama Y.B. (2013) Impacts of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera laevis* and *M. togakushiensis*) in Japan. *Hydrobiologia*, 720, 145–151, doi:10.1007/s10750-013-1665-8.
- Maguire I., Kloboučar G., Žganec K., Jelić M., Lucić A. & Hudina S. (2018) Recent changes in distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia – threats and perspectives. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 12, 2, doi:10.1051/kmae/2017053.
- Maguire I., Podnar M., Jelić M., Štambuk A., Schrimpf A. & Schulz H., et al. (2014) Two distinct evolutionary lineages of the *Astacus leptodactylus* species-complex (Decapoda, Astacidae) inferred by phylogenetic analyses. *Invertebrate Systematics*, 28, 117, doi:10.1071/IS13030.
- Manfrin C., Souty-Grosset C., Anastácio P., Reynolds J. & Giulianini P. (2019) Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish: From Traditional to Innovative Methods. *Diversity*, 11, 5, doi:10.3390/d11010005.
- Marten M., Werth C. & Marten D. (2004) Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland - ein weiteres Neozoon im Einzugsgebiet des Rheins. In: *Lauterbornia. Internationale Zeitschrift für Faunistik und Floristik des Süßwassers*. pp. 17–23. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben.
- Martens A. (2015) Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. In: *NaturschutzInfo* (Ed Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg).
- Martens A. (2018a) Biologie und aktuelle Verbreitung des Kalikokrebses in Europa. In: *Abstracts Fachtagung Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz von Libellen und Amphibien in Kleingewässern* (Ed PH Karlsruhe).
- Martens A. (2018b) Management des Kalikokrebses in Kleingewässern: Fehlschläge und Erfolge. In: *Abstracts Fachtagung Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz von Libellen und Amphibien in Kleingewässern* (Ed PH Karlsruhe).

- Martin P., Dorn N., Kawai T., van der Heiden C. & Scholtz G. (2010) The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions To Zoology - CONTRIBUTION ZOOLOGICA*, 79.
- Martin P., Kohlmann K. & Scholtz G. (2007) The parthenogenetic Marmorkrebs (marbled crayfish) produces genetically uniform offspring. *Die Naturwissenschaften*, 94, 843–846, doi:10.1007/s00114-007-0260-0.
- Martin P., Pfeifer M. & Füllner G. (2008) *Erfassung der Bestandssituation der Flußkrebse im Freistaat Sachsen*. Möglichkeiten für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen als Voraussetzung für eine Nutzung in der Aquakultur. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- Martín-Torrijos L., Campos Llach M., Pou-Rovira Q. & Diéguez-Uribeondo J. (2017) Resistance to the crayfish plague, *Aphanomyces astaci* (Oomycota) in the endangered freshwater crayfish species, *Austropotamobius pallipes*. *PLoS ONE*, 12, e0181226, doi:10.1371/journal.pone.0181226.
- Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg. 2010 Verordnung des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum zur Durchführung des Fischereigesetzes für Baden-Württemberg.
- Müller J. (2018) *Flusskrebse im Appenzellerland*. Kurzpräsentation anlässlich der HV FV AI vom 26.1.18.
- Müller U. (2018) Bekämpfung von NICS durch Besatz mit Raubfischen in Thüringen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 22.11.2018.
- Nehring S. & Skowronek S. (2017) *Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014*. Erste Fortschreibung 2017. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Nonnis Marzano F. (2009) The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. *Aquatic Invasions*, 4, 401–404, doi:10.3391/ai.2009.4.2.19.
- NYSTROM P.E.R. & STRAND J. (1996) Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36, 673–682, doi:10.1046/j.1365-2427.1996.d01-508.x.
- O'Connor J., Brennan S. & Baars J.-R. (2018) Crayfish arts: an evaluation into the efficacy of artificial refuge traps for monitoring lotic white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) (Decapoda, Astacidae) populations. *Crustaceana*, 91, 297–309, doi:10.1163/15685403-00003772.
- Oidtman B. & Hoffmann R. (1998) Die Krebspest. In: *Stapfia 58* (Ed B. Oberösterreichisches Landesmuseum). pp. 187–196. Stapfia, Vol. 58.
- OIE-World Organisation for Animal Health, editor (2018) *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals (2018)*. OIE, Paris.
- Ott J. (2016) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (HAGEN, 1870) - eine gravierende Bedrohung für FFH-Libellen- und Amphibien-Arten in der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). In: *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz. Zeitschrift für Naturschutz* (Ed Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.). pp. 495–504, 13, Heft 2.
- Ott J. (2018) Invasive Krebse und ihre Wirkungen auf Libellen. Wie gewonnen, so zerronnen – erfolgreiche Ansiedlungen geschützter und gefährdeter Arten im Südwesten Deutschlands bedroht. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie* (Ed Eugen Ulmer KG). pp. 37–43, 50 (02). Eugen Ulmer KG.
- PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH (2017) *Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere). BfN-Skripten.
- Panteleit J., Keller N., Kokko H., Jussila J., Makkonen J. & Theissinger K., et al. (2017) Investigation of ornamental crayfish reveals new carrier species of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions*, 12, 77–83, doi:10.3391/ai.2017.12.1.08.
- Panteleit J., Keller N.S., Diéguez-Uribeondo J., Makkonen J., Martín-Torrijos L. & Patrulea V., et al. (2018) Hidden sites in the distribution of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in Eastern Europe: Relicts of genetic groups from older outbreaks? *Journal of invertebrate pathology*, 157, 117–124, doi:10.1016/j.jip.2018.05.006.
- Papavlasopoulou I., Perdikaris C., Vardakas L. & Paschos I. (2014) Enemy at the gates: introduction potential of non-indigenous freshwater crayfish in Greece via the aquarium trade. *Open Life Sciences*, 9, 75, doi:10.2478/s11535-013-0120-6.
- Pârvolescu L. (2019) Introducing a new *Austropotamobius* crayfish species (Crustacea, Decapoda, Astacidae). A Miocene endemism of the Apuseni Mountains, Romania. *Zoologischer Anzeiger*, 279, 94–102, doi:10.1016/j.jcz.2019.01.006.
- Pârvolescu L., Schrimpf A., Kozubíková E., Cabanillas Resino S., VRÅLSTAD T. & Petrussek A., et al. (2012) Invasive crayfish and crayfish plague on the move: first detection of the plague agent *Aphanomyces astaci* in the Romanian Danube. *Diseases of aquatic organisms*, 98, 85–94, doi:10.3354/dao02432.

- Pavlović S., Milošević S., Borković S., Simić V., Paunović M. & Žikić R., et al. (2006) A Report of *Orconectes* (*Faxonius*) *Limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Astacidea: Cambaridae: *Orconectes*: Subgenus *Faxonius*] in the Serbian Part of the River Danube. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 20, 53–56, doi:10.1080/13102818.2006.10817304.
- Peay S. (2002) *Guidance on habitat for white-clawed crayfish*. Technical report / Environment Agency, W1-067/TR. English Nature; Environment Agency, Kendal, Wallingford.
- Peay S. (2004) KEYNOTE A COST-LED EVALUATION OF SURVEY METHODS AND MONITORING FOR WHITE-CLAWED CRAYFISH- LESSONS FROM THE UK. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 335–352, doi:10.1051/kmae:2004008.
- Peay S. (2009) Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 29, 3, doi:10.1051/kmae/2010009.
- Peay S. & Dunn A.M. (2014) The behavioural response of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to experimental dewatering of burrows and its implications for eradication treatment and management of ponds with crayfish. *Ethology Ecology & Evolution*, 26, 277–298, doi:10.1080/03949370.2014.903379.
- Peay S., HILEY P.D., COLLEN P. & MARTIN I. (2006) BIOCIDES TREATMENT OF PONDS IN SCOTLAND TO ERADICATE SIGNAL CRAYFISH. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 1363–1379, doi:10.1051/kmae:2006041.
- Peay S., Johnsen S., Bean C., Dunn A., Sandodden R. & EDSMAN L. (2019) Biocide Treatment of Invasive Signal Crayfish: Successes, Failures and Lessons Learned. *Diversity*, 11, 29, doi:10.3390/d11030029.
- Pekny R. (2007) Aquarienkrebse eine echte Gefahr. In: *3. Int. Flusskrebsforum Tagungsband* (Ed forum flusskrebse). pp. 15–21, Vol. 3.
- Pekny R. (2019) Flusskrebszucht R. Pekny, Zucht von Edel-, Dohlen- und Steinkrebs. Angaben laut Internetauftritt, <http://www.crusta10.at>.
- Perdikaris C., Konstantinidis E., Georgiadis C. & Kouba A. (2017) Freshwater crayfish distribution update and maps for Greece. Combining literature and citizen-science data. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 79, 51, doi:10.1051/kmae/2017042.
- Pfeiffer M. (2014) *Erfassung von Vorkommen des Steinkrebses Austropotamobius torrentium (Schrank, 1803) im Hohenlohekreis*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2015a) *Detaillkartierung und Maßnahmenplanung für den Steinkrebs (Austropotamobius torrentium, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2015b) Flußkrebse (Decapoda) vs. Großmuscheln (Unionidae). Beobachtungen am Kamberkrebse. In: *forum flusskrebse* (Ed forum flusskrebse). pp. 26–31.
- Pfeiffer M. (2016) *Schutz des Steinkrebses (Austropotamobius torrentium) im Hohenlohekreis*. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2016, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2017a) *Schutz des Steinkrebses (Austropotamobius torrentium, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis und östlichen Land- und Stadtkreis Heilbronn*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2017b) *Schutz des Steinkrebses (Austropotamobius torrentium, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis und östlichen Land- und Stadtkreis Heilbronn*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2018a) *Modellprojekt Krebsperren zum Schutz von Dohlenkrebse- und Steinkrebsbeständen*. Evaluation der Krebsperren.
- Pfeiffer M. (2018b) *Schutz des Steinkrebses (Austropotamobius torrentium, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis*. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2018, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2019a) *Abschlussbericht Machbarkeitsstudie „Krebsperren“*, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2019b) *"Aktionsprogramm Steinkrebs" im Ostalbkreis und im Landkreis Schwäbisch Hall*. Detaillierte Erfassung und Maßnahmenplanung 2018, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. (2019) Beeinträchtigung von ICS durch Gewässerunterhaltung. mündliche Mitteilung per Telefonat am 26.02.2019.
- PÖCKL M. & Pekny R. (2002) INTERACTION BETWEEN NATIVE AND ALIEN SPECIES OF CRAYFISH IN AUSTRIA: CASE STUDIES. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 763–776, doi:10.1051/kmae:2002064.
- PUKY M. & SCHÁD P. (2006) ORCONECTES LIMOSUS COLONISES NEW AREAS FAST ALONG THE DANUBE IN HUNGARY. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 919–926, doi:10.1051/kmae:2006031.

- Rabitsch W., Heger T., Jeschke J., Saul W.-C. & Nehring S. (2018) *Analyse und Priorisierung der Pfade nichtvorsätzlicher Einbringung und Ausbreitungsinvasiver gebietsfremder Arten in Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 1143/2014*. BfN-Skripten.
- Rat der Europäischen Gemeinschaft (1992) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF>.
- Regierungspräsidium Darmstadt (2015) *Krebspest*. Tödliche Gefahr für heimische Krebse.
- Regierungspräsidium Karlsruhe, Ref. 56 (2018) *Bilddokumentation Bau Krebsperre*. Pflgetrupp des Ref. 56, RPK, unveröffentlicher Projektbericht.
- Renai B. & Gherardi F. (2004) Predatory Efficiency of Crayfish: Comparison Between Indigenous and Non-Indigenous Species. *Biological Invasions*, 6, 89–99, doi:10.1023/B:BINV.0000010126.94675.50.
- Reynolds J., Smyth J. & Flanigan M. (2015) *Irish crayfish farm for conservation of Austropotamobius pallipes*.
- Reynolds J.D. (2011) A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 10, doi:10.1051/kmae/2011024.
- Rice C.J., Larson E.R. & Taylor C.A. (2018) Environmental DNA detects a rare large river crayfish but with little relation to local abundance. *Freshwater Biology*, 63, 443–455, doi:10.1111/fwb.13081.
- Rötter W. (2019) Krebsperren in Niedersachsen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 23.03.2019.
- Rudolph P. & Schlechter-Helas J. (2015) *Modellprojekt Krebsperren zum Schutz von Dohlenkrebs- und Steinkrebsbeständen*.
- Sandodden R. & Johnsen S.I. (2010) Eradication of introduced signal crayfish *Pasifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET.®. *Aquatic Invasions*, 5, 75–81, doi:10.3391/ai.2010.5.1.9.
- SANTUCCI F., IACONELLI M., ANDREANI P., CIANCHI R., NASCETTI G. & BULLINI L. (1997) Allozyme diversity of european freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 663–676, doi:10.1051/kmae/1997045.
- Schleich S. (2016) Zur aktuellen Situation des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) in Rheinland-Pfalz. In: *RANA. Mitteilungen für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik*. pp. 91–93, Vol. 17.
- Schmidt T., Schrimpf A., Theissing K. & Schulz R. (2015) *Erfassung und Dokumentation der genetischen Variabilität von Wildpopulationen des Edelkrebse (*Astacus astacus*) aus verschiedenen Flussgebietseinheiten in Deutschland*. Abschlussbericht an die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- Scholtz G., Braband A., Tolley L., Reimann A., Mittmann B. & Lukhaup C., et al. (2003) Ecology. Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature*, 421, 806, doi:10.1038/421806a.
- Schrimpf A. (2014) Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions*, 9, 203–209, doi:10.3391/ai.2014.9.2.09.
- Schrimpf A. (2019a) Chinesische Wollhandkrabbe. schriftliche Mitteilung vom 11.03.2019.
- Schrimpf A. (2019b) eDNA. schriftliche Mitteilung per Mail vom 15.03.2019.
- Schrimpf A. (2019c) Genetik des Edelkrebse in Europa und Deutschland. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 01.03.2019.
- Schrimpf A. (2019) Nacheismethoden von *A. astaci* und Labore in Deutschland. mündliche Mitteilung per Telefonat am 21.03.2019.
- Schrimpf A., MAIWALD T., VRÅLSTAD T., SCHULZ H.K., ŠMIETA P. & Schulz R. (2013) Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. *Freshwater Biology*, 58, 1116–1125, doi:10.1111/fwb.12112.
- Schrimpf A., Pârvulescu L., Copilaș-Ciocianu D., Petrusek A. & Schulz R. (2012) Crayfish plague pathogen detected in the Danube Delta – a potential threat to freshwater biodiversity in southeastern Europe. *Aquatic Invasions*, 7, 503–510, doi:10.3391/ai.2012.7.4.007.
- Schrimpf A., Piscione M., Cammaerts R., Collas M., Herman D. & Jung A., et al. (2017) Genetic characterization of Western European noble crayfish populations (*Astacus astacus*) for advanced conservation management strategies. *Conservation Genetics*, 18, 1299–1315, doi:10.1007/s10592-017-0981-3.
- Schrimpf A., Schulz H.K., Theissing K., Pârvulescu L. & Schulz R. (2011) The first large-scale genetic analysis of the vulnerable noble crayfish *Astacus astacus* reveals low haplotype diversity in central European populations. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 35, doi:10.1051/kmae/2011065.
- Schrimpf A. & Schulz R. (2013) *Die Krebspest – neueste Forschungsergebnisse zur Seuchenerkrankung von Flusskrebse in Fließgewässern*.

- Schulz H., Gross H., Dümpelmann C. & Schulz R. (2009) Flusskrebse in Deutschland. In: *Flusskrebse. Biologie - Ökologie - Gefährdung* (Ed L. Füreder), pp. 71–81. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Schulz R., Stucki T. & Souty-Grosset C. (2002) ROUNDTABLE SESSION 4A: MANAGEMENT: REINTRODUCTIONS AND RESTOCKING. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 917–922, doi:10.1051/kmae:2002075.
- Simon et al. (1993) *Rote Liste der bestandsgefährdeten Blattfußkrebse (Branchiopoda; ausgewählte Gruppen) und Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) in Rheinland-Pfalz*.
- Söderbäck B. (1991) Interspecific dominance relationship and aggressive interactions in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* (L.) and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Canadian Journal of Zoology*, 69, 1321–1325, doi:10.1139/z91-186.
- Söderhäll K. & Cerenius L. (1992) Crustacean immunity. In: *Annual Review of Fish Diseases*. pp. 3–23, Vol. 2.
- Soes M. & van Eekelen R. (2006) Riverkreeften, een oprukkend probleem? In: *De Levende Natuur*. pp. 56–59, Vol. 107.
- Souty-Grosset C., editor (2006) *Atlas of crayfish in Europe*. Collection patrimoines naturels. Publ. Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Souty-Grosset C., GRANDJEAN F. & Gouin N. (2004) *Conservation and Management of Native Crayfish Populations*.
- Souty-Grosset C. & Reynolds J.D. (2009) Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 1, doi:10.1051/kmae/2009021.
- Stebbing P., Longshaw M. & Scott A. (2014) Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. *Ethology Ecology & Evolution*, 26, 204–231, doi:10.1080/03949370.2014.908326.
- Stephan A. (2018) Overkill – Fallstudien zum Einfluss des Kalikokrebses auf die Tierwelt von Kleingewässern. In: *Abstracts Fachtagung Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz von Libellen und Amphibien in Kleingewässern* (Ed PH Karlsruhe).
- Strand D. (2013) *Environmental DNA Monitoring of the Alien Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces astaci* in Freshwater Systems – Sporulation Dynamics, Alternative Hosts and Improved Management Tools*. Dissertation, University of Oslo, Oslo.
- Strand D.A., Holst-Jensen A., Viljugrein H., Edvardsen B., Klaveness D. & Jussila J., et al. (2011) Detection and quantification of the crayfish plague agent in natural waters: direct monitoring approach for aquatic environments. *Diseases of aquatic organisms*, 95, 9–17, doi:10.3354/dao02334.
- Strand D.A., Jussila J., Johnsen S.I., Viljamaa-Dirks S., EDSMAN L. & Wiik-Nielsen J., et al. (2014) Detection of crayfish plague spores in large freshwater systems. *Journal of Applied Ecology*, 51, 544–553, doi:10.1111/1365-2664.12218.
- Svoboda J., Kozubíková E., Kozák P., Kouba A., Bahadır Koca S. & Diler O., et al. (2012) PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow-clawed crayfish inhabiting Lake Eğirdir in Turkey. *Diseases of aquatic organisms*, 98, 255–259, doi:10.3354/dao02445.
- Svoboda J., Mrugała A., Kozubíková-Balcarová E. & Petrusek A. (2017) Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of Fish Diseases*, 40, 127–140, doi:10.1111/jfd.12472.
- Svoboda J., Strand D.A., VRÅLSTAD T., Grandjean F., EDSMAN L. & Kozák P., et al. (2014) The crayfish plague pathogen can infect freshwater-inhabiting crabs. *Freshwater Biology*, 59, 918–929, doi:10.1111/fwb.12315.
- Taugbøl T. & Peay S. (2004) ROUNDTABLE SESSION 3 REINTRODUCTION OF NATIVE CRAYFISH AND HABITAT RESTORATION. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 465–471, doi:10.1051/kmae:2004020.
- Tréguier A., Paillisson J.-M., Dejean T., Valentini A., Schlaepfer M.A. & Roussel J.-M. (2014) Environmental DNA surveillance for invertebrate species: advantages and technical limitations to detect invasive crayfish *Procambarus clarkii* in freshwater ponds. *Journal of Applied Ecology*, 51, 871–879, doi:10.1111/1365-2664.12262.
- Trontelj P., Machino Y. & Sket B. (2005) Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austroprotopotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34, 212–226, doi:10.1016/j.ympev.2004.09.010.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2015a) Calico crayfish (*Orconectes immunis*) Ecological Risk Screening Summary, <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/uncertainrisk/Orconectes-immunis-ERSS-June2015.pdf>.

- U.S. Fish and Wildlife Service (2015b) Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) Ecological Risk Screening Summary, <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/highrisk/Procambarus-clarkii-ERSS-revision-May2015.pdf>.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2015c) Signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). Ecological Risk Screening Summary, <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/highrisk/Pacifastacus-leniusculus-ERSS-revision-June2015.pdf>.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2015d) Spiny-Cheek Crayfish (*Orconectes limosus*) Ecological Risk Screening Summary, <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/highrisk/Orconectes-limosus-ERSS-revision-June-2015.pdf>.
- Unestam T. (1969) On the Adaptation of *Aphanomyces astaci* as a Parasite. *Physiologia Plantarum*, 22, 221–235, doi:10.1111/j.1399-3054.1969.tb07371.x.
- Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Labor Geilweilerhof (2019) *Nachweis des Krebspesterregers Aphanomyces astaci*.
- Vaeßen S., Groß H. & Nowak M. (2016) Konzepte zum Schutz des Edelkrebse vor dem Signalkrebs. In: *forum flusskrebse* (Ed forum flusskrebse).
- Vaeßen S. & Herrmann D. (2013) Entwicklung einer fischpassierbaren Krebsperre. In: *Wasser und Abfall* (Ed Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau). pp. 35–40. Wasser und Abfall, 6/2013. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, Wiesbaden.
- Viljamaa-Dirks S., Heinikainen S., Nieminen M., Vennerström P. & Pelkonen S. (2011) Persistent infection by crayfish plague aphanomyces astaci in a noble crayfish population - A case report. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 31.
- Völker J. & Mohaupt V. (2016) *Die Wasserrahmenrichtlinie*. Deutschlands Gewässer 2015, Bonn, Dessau.
- Völker (LfULG) F. (2019) Flusskrebse in Sachsen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 03.01.2019 und 05.03.2019.
- Vrålstad T., Johnsen S.I. & Taugbøl T. (2011) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Aphanomyces astaci*. *Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS* [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org).
- VRÅLSTAD T., Knutsen A.K., Tengs T. & Holst-Jensen A. (2009) A quantitative TaqMan MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary microbiology*, 137, 146–155, doi:10.1016/j.vetmic.2008.12.022.
- WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH (2018) Krebspest (*Aphanomyces astaci*), [https://www.wbw-fortbildung.net/pb/Lde/Home/Taetigkeiten/Naturschonende\\_Gewaesserunterhaltung.html](https://www.wbw-fortbildung.net/pb/Lde/Home/Taetigkeiten/Naturschonende_Gewaesserunterhaltung.html).
- Weinländer M. & Füreder L. (2009) The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 11, 17, doi:10.1051/kmae/20010011.
- Weinländer M. & Füreder L. (2012) Associations between stream habitat characteristics and native and alien crayfish occurrence. *Hydrobiologia*, 693, 237–249, doi:10.1007/s10750-012-1125-x.
- Weiperth A., Gál B., Kuříková P., Bláha M., Kouba A. & Patoka J. (2017) *Cambarellus patzcuarensis* in Hungary. The first dwarf crayfish established outside of North America. *Biologia*, 72, e48233, doi:10.1515/biolog-2017-0159.
- Welch S.M. & Price J.E. (2009) Semi-Quantitative Methods for Crayfish Sampling: Sex, Size, and Habitat Bias. *Journal of Crustacean Biology*, 29, 208–216, doi:10.1651/08-3018R.1.
- Wilhelm M., Kurth M., Kapischke H.-J. & Fabian K. (2018) Flusskrebse in einem Eulengewölle aus dem Großen Garten Dresden. In: *Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz Kamenz* (Ed Museums der Westlausitz). pp. 3–6. Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz, Vol. 35, Kamenz.
- Winkler H.M., Waterstraat A., Hamann N., Schaarschmidt T., Lemcke R. & Zettler M., editors (2007) *Verbreitungsatlas der Fische, Rundmäuler, Großmuscheln und Großkrebse in Mecklenburg-Vorpommern*. NATUR & TEXT, Rangsdorf.
- Wittwer C., Stoll S., Strand D., VRÅLSTAD T., Nowak C. & Thines M. (2018) eDNA-based crayfish plague monitoring is superior to conventional trap-based assessments in year-round detection probability. *Hydrobiologia*, 807, 87–97, doi:10.1007/s10750-017-3408-8.
- Wüstemann O. (2019) Flusskrebse in Sachsen-Anhalt. mündliche Mitteilung per Telefonat vom 22.02.2019.
- Wüstemann O. & Wendt W. (2004) *Rote Liste der Flusskrebse (Astacidea) des Landes Sachsen-Anhalt*. Rote Listen Sachsen-Anhalts.
- Zettler M.L. (1999) *Rote Liste der gefährdeten Rote Liste der gefährdeten höheren Krebse der Binnengewässer Mecklenburg-Vorpommerns*.
- Zettler M.L. (2019) Flusskrebse in Mecklenburg-Vorpommern.
- Zimmermann W. (2009) *Rote Liste der Flusskrebse (Crustacea: Decapoda: Astacidae) Thüringens*.

---

Zuppke U. & Wüstemann O. (2013) Zur Bedeutung von Fischen und Rundmäulern im Naturschutz und Handlungsempfehlungen zu praxisbezogenen Schutzmaßnahmen. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* (Ed Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt). pp. 66–74, Vol. 50.

# Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1:</b> Verbreitung von <i>A. astacus</i> in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	5
<b>Abbildung 2:</b> Verbreitung von <i>A. pallipes</i> in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	6
<b>Abbildung 3:</b> Verbreitung von <i>A. torrentium</i> in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	7
<b>Abbildung 4:</b> Verbreitung von <i>P. leptodactylus</i> in Europa. Natürliches Verbreitungsgebiet rötlich hervorgehoben. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	8
<b>Abbildung 5:</b> Verbreitung von <i>P. leniusculus</i> in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	9
<b>Abbildung 6:</b> Verbreitung von <i>F. limosus</i> in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	10
<b>Abbildung 7:</b> Verbreitung von <i>P. clarkii</i> in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	11
<b>Abbildung 8:</b> Verbreitung von <i>F. immunis</i> und weiterer NICS mit vereinzelt Nachweisen (vgl. Tabelle 1) in Europa. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	12
<b>Abbildung 9:</b> Verbreitung von <i>P. virginalis</i> und weiterer NICS mit vereinzelt Nachweisen in Europa. Kreise stellen etablierte Population dar, Quadrate Einzelnachweise oder Populationen mit unklarem Status. Abbildung entnommen aus Kouba <i>et al.</i> (2014).	13
<b>Abbildung 10:</b> Ausbreitung von <i>A. astaci</i> in Europa aus Chucholl (2019) nach Angaben von Alderman (1996) und Souty-Grosset (2006). Schwarze Jahreszahlen = erste Infektionswelle ausgehend von Italien, grüne Jahreszahlen = spätere Ausbrüche nach Einführung von <i>P. leniusculus</i> , orange Jahreszahl = Ausbrüche nach der Einführung von <i>P. clarkii</i> und <i>P. leniusculus</i> , weiße Jahreszahlen = Ausbrüche ohne Erkenntnisse über Vektoren.	18
<b>Abbildung 11:</b> Verbreitung von <i>A. astacus</i> in Deutschland.	26
<b>Abbildung 12:</b> Verbreitung des ' <i>Austropotamobius pallipes</i> '- Artkomplexes in Deutschland.	28
<b>Abbildung 13:</b> Verbreitung des ' <i>Austropotamobius torrentium</i> '- Artkomplexes in Deutschland.	30
<b>Abbildung 14:</b> Verbreitung des ' <i>Pontastacus leptodactylus</i> '- Artkomplexes in Deutschland.	32
<b>Abbildung 15:</b> Verbreitung von <i>Pacifastacus leniusculus</i> in Deutschland.	34
<b>Abbildung 16:</b> Verbreitung von <i>Faxonius limosus</i> in Deutschland.	36
<b>Abbildung 17:</b> Verbreitung von <i>Procambarus clarkii</i> in Deutschland.	38
<b>Abbildung 18:</b> Verbreitung von <i>Faxonius immunis</i> in Deutschland und Frankreich.	40
<b>Abbildung 19:</b> Verbreitung von <i>Procambarus virginalis</i> in Deutschland.	42
<b>Abbildung 20:</b> Lebensraum aufwertung durch Feuerwehreinsatz. Danke des Einsatzes des städtischen Bauhofes und der Jugendfeuerwehr konnte unter fachlicher Anleitung autochthones Steinmaterial (links im Bild) in einen kleinen Bach im Nordosten von Baden-Württemberg eingebracht werden, um die Strukturvielfalt zu erhöhen und den vorhanden Bestand von <i>A. torrentium</i> zu fördern. Schon im Jahr darauf wurde bei einer Kontrolle festgestellt, dass die neuen Strukturen gut von <i>A. torrentium</i> angenommen wurden (Pfeiffer, 2018b). (Foto: Herr Schweizer, Stadt Neuenstein)	49
<b>Abbildung 21:</b> Selbst naturferne Gewässer in Ortslagen können von Flusskrebsen besiedelt werden, wenn geeignete Versteckmöglichkeiten, wie unterspülte Ufer, zerbrochene Sohlshalen etc. vorhanden sind. Das Bild zeigt ein Gewässer mit Vorkommen von <i>A. torrentium</i> in Baden-Württemberg. (Foto: Verfasser)	50
<b>Abbildung 22:</b> Kleines Fließgewässer am Rande einer Ortschaft in Baden-Württemberg mit Bestand von <i>A. torrentium</i> (und einwanderndem <i>P. leniusculus</i> ). Schäden an der Sohl- und Uferbefestigung haben Spalten und Hohlräume entstehen lassen, die von Flusskrebsen besiedelt werden. Eine Sanierung der Schäden wie eine Renaturierung könnte hier erhebliche negative Folgen auf die Population haben. (Foto: Verfasser).	50
<b>Abbildung 23:</b> Zustand nach Grabenräumung eines kleinen Mittelgebirgsbaches in Baden-Württemberg, der die Funktion eines Wegseitengrabens erfüllt. Vermutlich erfolgte die Maßnahme, um den Abflussquerschnitt freizuhalten. Kurz zuvor wurde durch Kartierung ein individuenreicher Bestand von <i>A. torrentium</i> im Gewässer belegt. Es ist von einer erheblichen Beeinträchtigung der Population auszugehen, da bei der Räumung auch in die Sohle des Gewässers eingegriffen wurde (Pfeiffer, 2019, mündliche Mitteilung). (Foto: M. Pfeiffer)	51
<b>Abbildung 24:</b> Toter <i>A. pallipes</i> und Körperteile von weiteren Individuen. Die Tiere wurden im Rahmen einer Unterhaltungsmaßnahme in Baden-Württemberg zusammen mit dem Substrat dem Gewässer entnommen (Pfeiffer, 2019, mündliche Mitteilung). (Foto: M. Pfeiffer)	51
<b>Abbildung 25:</b> Becken einer Krebszucht in Baden-Württemberg vor Sanierung. <i>A. torrentium</i> ist aus dem angrenzenden Bach in die stillgelegte Fischzuchtanlage selbstständig eingewandert, hat dort eine Kaskade von Becken im Nebenschluss besiedelt und sich darin vermehrt. Der neue Pächter hat die Krebse entdeckt und konnte dafür gewonnen werden, in den Becken statt Fischzucht zukünftig <i>A. torrentium</i> für (Wieder-)Ansiedlungsmaßnahmen zu züchten. (Foto: M. Pfeiffer)	54
<b>Abbildung 26:</b> Die Zwischenhälterung der Tiere während der Sanierung der Becken gelang in zwei Behältern im angrenzenden Betriebsgebäude, die direkt mit Quellwasser gespeist wurden. (Foto: M. Pfeiffer)	54
<b>Abbildung 27:</b> Empfehlung zum Aufbau und Ablauf eines Schutzprojektes für Flusskrebse.	55



<b>Abbildung 28:</b> Empfehlung zum Management von etablierten Beständen und zur Verhinderung einer weiteren Ausbreitung von NICS.....	57
<b>Abbildung 29:</b> Überarbeitete und aktualisierte Bewertung der unterschiedlichen Methoden zur Erfassung und Kontrolle von Flusskrebse aus Manfrin <i>et al.</i> (2019) nach Gherardi <i>et al.</i> (2011).....	58
<b>Abbildung 30:</b> Vier unterschiedliche Modelle von Krebsreusen. Von links nach rechts: Eigenbau, Modell Trappy, Modell Pirat, faltbare Köderfischreue. (Foto: C. Chucholl) .....	60
<b>Abbildung 31:</b> Trockenlegung eines Stillgewässers in Baden-Württemberg zur Tilgung eines Bestandes von <i>F. limosus</i> . (Foto: M. Pfeiffer).....	61
<b>Abbildung 32:</b> Entfernung von Restwasser und Schlamm aus dem Auslauf des trockengelegten Stillgewässers in den Vorfluter, der ebenfalls mit <i>F. limosus</i> besiedelt war. (Foto: M. Pfeiffer).....	61
<b>Abbildung 33:</b> <i>A. torrentium</i> (Bildmitte) zwischen zahlreichen <i>F. limosus</i> . Unterhalb der Teichkette besteht ein Mischbestand beider Arten im Vorfluter, der durch die Maßnahme in Abbildung 32 und durch Absammeln per Hand wieder getrennt werden soll (Ziel Entfernung <i>F. limosus</i> ). (Foto: M. Pfeiffer) .....	61
<b>Abbildung 34:</b> Funktionsprinzip einer Doppelsperre zum Schutz von ICS vor NICS nach Chucholl & Dümpelmann (2017). Durch die doppelte Ausführung der Sperren wird verhindert, dass bei einem Verlust der Funktionalität der unteren Sperre die NICS in die Lebensstätte der ICS einwandern können, sondern von der oberen Sperre aufgehalten werden. Durch regelmäßige Kontrolle der Monitoringstrecke kann ein Überwinden der unteren Barriere frühzeitig erkannt, ggf. Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt sowie die Planung einer weiteren Sperre oberhalb der oberen Sperre eingeleitet werden. Die Reduktion der Bestandsdichte der NICS im Unterwasser wird empfohlen, um den Ausbreitungsdruck niedrig zu halten. Die Population der NICS sollte auf Infektion mit <i>A. astaci</i> geprüft werden, um ggf. Maßnahmen zur Seuchenprophylaxe ergreifen zu können. ....	64
<b>Abbildung 35:</b> Untere Sperre einer generischen Doppelsperre (korrespondierend mit der Sperre in Abbildung 36). Verblechung und Überkragung eines neu gebauten Absturzes mit zusätzlicher Verblechung des gesamten Querschnitts. Zwischen den beiden Sperren befindet sich ein Monitoringbereich. Die Sperre dient dem Schutz des größten bekannten Bestands von <i>A. astacus</i> in Nordrhein-Westfalen. (Foto: H. Groß).....	65
<b>Abbildung 36:</b> Obere Sperre einer generischen Doppelsperre. Verblechung und Überkragung eines neu gebauten Absturzes. Die vorhandenen Ufermauern dienen als Schutz vor Umwanderung. (Foto: H. Groß).....	65
<b>Abbildung 37:</b> Der vorhandene Absturz in den Schacht wurde durch Verblechung modifiziert. Der Schacht ist mit einem Gitter abgedeckt. (Foto: Verfasser) .....	65
<b>Abbildung 38:</b> Detailansicht der Verblechung mit Überkragung des Absturzes und Teilverkleidung der Wände. (Foto: Verfasser) .....	65
<b>Abbildung 39:</b> Aufsicht auf die Ertüchtigung eines Durchlassbauwerkes unter einer Straßenbrücke als vorbereitende Maßnahme für den Bau einer ad hoc-Sperre (Baden-Württemberg). Vor der Installation der Verblechungen musste der beschädigte Absturz und die brüchigen Seitenwände durch Betonarbeiten saniert werden, um ein Funktionalität zu gewährleisten. Die Arbeiten wurden durch den kommunalen Bauhof durchgeführt. (Foto: Bauhof der Stadt Löwenstein).....	66
<b>Abbildung 40:</b> Detailansicht der Sanierung des Absturzes. (Foto: Bauhof der Stadt Löwenstein) .....	66
<b>Abbildung 41:</b> Blick vom Unterwasser auf die fertiggestellte Krebs Sperre. Deutlich zu erkennen sind die sanierten Teilbereiche sowie die angebrachten Verblechungen aus Edelstahl. Die Anbringung der Verblechungen erfolgte durch einen Flaschner. (Foto: Verfasser) .....	66
<b>Abbildung 42:</b> Teilverblechung eines Durchlasses zur Erzeugung eines Absturzes und als Schutz vor seitlichem Einklettern. (Foto: C. Günter) .....	66
<b>Abbildung 43:</b> Auslaufbauwerk eines Hochwasserrückhaltebeckens im Dauerstau vor der Modifizierung zur Krebs Sperre. (Foto: R. Hennings) .....	67
<b>Abbildung 44:</b> Auslaufbauwerk nach Einbau der Verblechung. Rundum wurden Edelstahlbleche angebracht, um NICS am Verlassen des Tosbeckens zu hindern. Die beiden Auslaufscharten wurden ausgeblecht und mit einer Überkragung versehen, damit ein Absturz entsteht und der Wasserstrahl abgelöst wird. Auftretendes Bio-Fouling wird regelmäßig mit einem Hochdruckreiniger entfernt (Hennings, 2019, schriftliche Mitteilung). Träger der Maßnahme war der Gewässerverband Bergstraße, eine Finanzierung erfolgte aus Landesmitteln des Naturschutzes (Heinz, 2019b, schriftliche Mitteilung). (Foto: R. Hennings) .....	67
<b>Abbildung 45:</b> Installierte Barriere aus Amphibienleitblechen entlang des Ufers im Unterwasser auf über 100m Länge, um ein Umwandern der Sperre über Land zu verhindern. Über die Hälfte der Kosten fielen durch die Leiteinrichtung an. Die Leiteinrichtung bedarf einer regelmäßigen Unterhaltung durch Mähen und Entfernen von Gehölzen, um dauerhaft ihre Funktion zu erfüllen (Hennings, 2019, schriftliche Mitteilung). (Foto: R. Hennings) .	67
<b>Abbildung 46:</b> Einbau einer „Wand“ mit Absturz aus Blech ins Querprofil eines kleinen Fließgewässer. (Foto: W. Rötker) .....	68
<b>Abbildung 47:</b> Detailansicht des Absturzes. (Foto: W. Rötker) .....	68
<b>Abbildung 48:</b> Krebs Sperre mit funktionaler Einschränkung auf Grund der Sukzession der Ufervegetation. Aufwärtswandernde NICS können über die Pflanzen in den Rohrdurchlass klettern oder die Sperre über Land umwandern. (Foto: B. Schmieder).....	68

<b>Abbildung 49:</b> Die Verblechung von Rohrdurchlässen stellt eine der einfachsten und kostengünstigsten wie funktionalen Varianten für Krebsperren dar. Hier wurde ein Blechrohr im Betonrohr installiert und dadurch ein Absturz erzeugt. Nach Entfernung der Vegetation (vgl. Abbildung links derselben Sperre) im Rahmen einer Unterhaltungsmaßnahme ist die Funktionalität wieder deutlich erhöht. Trotzdem besteht auf Grund der Uferausgestaltung die Möglichkeit, dass NICS diese Sperre über Land umgehen können, weshalb die Anbringung einer seitlichen physikalischen Sperre empfohlen wird (Pfeiffer, 2018a). (Foto: B. Schmieder) .....	68
<b>Abbildung 50:</b> Vergleich der Verbreitungsdaten von <i>A. astacus</i> in Deutschland zwischen BfN (2018) und Waldmann (2019). <b>Roter Punkt:</b> Nachweis BfN (2018) nach Waldmann (2019) nicht bestätigt (N = 77), <b>gelber Punkt:</b> Nachweis BfN (2018) nach Waldmann (2019) bestätigt (N=445), <b>grüner Punkt:</b> neuer Nachweis nach Waldmann (2019) (N= 198).....	112
<b>Abbildung 51:</b> Vergleich der Verbreitung von <i>A. astacus</i> (schwarze Punkte in UTM-Rasterzellen) und <i>F. limosus</i> (rötliche UTM-Rasterzellen) in Deutschland. ....	113

## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1:</b> Flusskrebsarten mit rezenten Vorkommen in Europa nach Kouba <i>et al.</i> (2014), ergänzt um Pârvulescu (2019).....	4
<b>Tabelle 2:</b> Europäischer wie nationaler Schutzstatus der drei ICS in Deutschland.....	14
<b>Tabelle 3:</b> Erhaltungszustand und Trend der ICS nach nationalem Bericht.....	14
<b>Tabelle 4:</b> Übersicht des Gefährdungsstatus der ICS nach den Roten Listen (RL) der International Union for Conservation of Nature (ICUN), Deutschlands (D) und der Bundesländer (BL). ....	15
<b>Tabelle 5:</b> Aufbau der Attributtabelle der validierten Geodaten pro Flusskrebsart in Deutschland. ....	23
<b>Tabelle 6:</b> Einschätzung des Umfangs und der Qualität der Daten zu aktuellen Flusskrebsnachweisen aus den Bundesländern. ....	24
<b>Tabelle 7:</b> Übersicht der Vorkommen von Flusskrebsarten, der Anzahl der ICS, NICS und Gesamtanzahl der Arten in den Bundesländern sowie die Anzahl der Bundesländer mit Vorkommen pro Art auf Basis der erfolgten Rückmeldungen. ....	24
<b>Tabelle 8:</b> Anzahl der installierten Krebsperren in den Bundesländern.....	68
<b>Tabelle 9:</b> Übersicht über die Akteure im Flusskrebschutz in Deutschland .....	73
<b>Tabelle 10:</b> Übersicht der Quellen zu den Roten Listen der Flusskrebsarten aus den Bundesländern. Abkürzungen Bundesländer siehe Tabelle 7.....	97
<b>Tabelle 11:</b> Übersicht der Quellen zu den Nachweisen der einzelnen Flusskrebsarten aus den Bundesländern.....	107
<b>Tabelle 12:</b> Verbreitung von <i>A. astacus</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.....	108
<b>Tabelle 13:</b> Verbreitung von <i>A. pallipes</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.....	108
<b>Tabelle 14:</b> Verbreitung von <i>A. torrentium</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern. ....	109
<b>Tabelle 15:</b> Verbreitung von <i>P. leptodactylus</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern. ....	109
<b>Tabelle 16:</b> Verbreitung von <i>P. leniusculus</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern. ....	109
<b>Tabelle 17:</b> Verbreitung von <i>F. limosus</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.....	109
<b>Tabelle 18:</b> Verbreitung von <i>P. clarkii</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.....	110
<b>Tabelle 19:</b> Verbreitung von <i>F. immunis</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.....	110
<b>Tabelle 20:</b> Verbreitung von <i>P. virginialis</i> in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern. ....	110

## Bildnachweis

Bildnachweise siehe jeweilige Abbildung. Bilder von anderen Autoren wurden dem Verfasser freundlicherweise zur Nutzung in diesem Werk überlassen.

---

## Anhang

## Anhang 1: Quellen der Roten Listen der Bundesländer

Tabelle 10: Übersicht der Quellen der Roten Listen der Flusskrebse der Bundesländer. Abkürzungen Bundesländer siehe Tabelle 7.

Bundesland															
BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	SL	ST	TH
–	–	Baer <i>et al.</i> (2014)	Burmeister (2003)	–	–	–	Zettler (1999)	–	Groß <i>et al.</i> (2010)	Simon <i>et al.</i> (1993)	–	–	Klos (2008)	Wüstenmann & Wendt (2004)	Zimmermann (2009)

## Anhang 2: Anschreiben für die bundesweit durchgeführte Recherche




**Baden-Württemberg**  
REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTT GART  
ABTEILUNG UMWELT

Regierungspräsidium Stuttgart · Postfach 80 07 09 · 70507 Stuttgart

Stuttgart 05.11.2018  
Name Benjamin Waldmann  
Durchwahl 0711 904-15622  
Aktenzeichen 56 - 8852.44 Flusskrebse in  
Deutschland  
(Bitte bei Antwort angeben)

per E-Mail an die Akteure im  
Flusskrebsschutz in den Bundesländern

 Bundesweite Recherche zur Verbreitung von heimischen und gebietsfremden  
Flusskrebarten sowie Projekten zum Schutz von heimischen Flusskrebbsbeständen

Anlagen  
Fragebogen  
Verbreitungskarten

Sehr geehrte Damen und Herren,

heimische Flusskrebse gelten als eine der am meisten gefährdeten Tiergruppen in  
Deutschland. Für deren Schutz müssen rasch wirksame Maßnahmen ergriffen  
werden, um ein lokales wie auch überregionales Aussterben der Bestände zu  
verhindern.

Das Regierungspräsidium Stuttgart, Referat Naturschutz und Landschaftspflege, hat  
deshalb 2014 im Hohenlohekreis im Nordosten Baden-Württembergs mit einer  
Vielzahl von Partnern aus Fischerei, Naturschutz und betroffenen Kommunen ein  
Pilotprojekt zum Schutz des Steinkrebsses initiiert und bis heute erfolgreich fortgeführt.

2017 konnten wir darüber hinaus das „Aktionsprogramm Steinkrebs“ ins Leben rufen.  
Dieses Schutzprojekt für Flusskrebse erstreckt sich über sieben Landkreise im  
Regierungsbezirk Stuttgart. Aktuell laufen hier flächendeckende Kartierungen, zügig  
werden wir Schutzmaßnahmen erarbeiten und wo möglich gemeinsam mit unseren  
zahlreichen Partner umsetzen. Wir setzen dabei vor allem auf die Abwehr invasiver,  
gebietsfremder Flusskrebarten, die Verbesserung der Habitatqualität sowie auch auf  
Zucht und Wiederbesatz mit autochthonen Flusskrebsen.



Dienstgebäude Ruppmannstr. 21 · 70565 Stuttgart  
Telefon 0711 904-0 · Telefax 0711 782851-15001 / 0711 904-11190  
abteilung5@rps.bwl.de · www.rp.baden-wuerttemberg.de · www.service-bw.de  
Haltestelle Bahnhof Stuttgart-Vaihingen · Parkmöglichkeit Tiefgarage

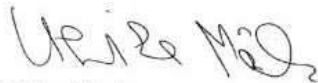
Unsere bisherigen Erfahrungen mahnen zur Eile. Beim Schutz der heimischen Flusskrebsbestände ist es sprichwörtlich fünf vor zwölf. Es gilt, Synergien wo immer möglich zu nutzen sowie Wissen und Erfahrungen effektiv auszutauschen. Gerne möchten wir hierzu einen ersten Anstoß geben. Wir sammeln bundesweit Informationen zum Schutz von Flusskrebsen, vernetzen dabei die Akteure und regen zum Austausch an.

Herr Benjamin Waldmann, der im Referat Naturschutz und Landschaftspflege seit Anbeginn die Flusskrebsprojekte mit koordiniert, wird diese Recherche im Rahmen seiner Masterthesis im Fernstudiengang „Angewandte Umweltwissenschaften“ der Universität Koblenz-Landau durchführen. Die Arbeit wird von Prof. Dr. Ralf Schulz (Uni Landau) sowie Dr. Christoph Chucholl (EcoSurv) betreut.

Wir würden uns freuen, wenn Sie sich rege an dieser Recherche beteiligen. Selbstverständlich wird allen Teilnehmern die Masterthesis nach Abschluss zur Verfügung gestellt.

Detaillierte Informationen sowie einen Fragebogen finden Sie im Anhang.

Mit freundlichen Grüßen



Ulrike Möck  
Leiterin Referat Naturschutz u. Landschaftspflege

## Anhang 3: Fragebogen für die Recherche



Baden-Württemberg

REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTT GART  
ABTEILUNG UMWELT  
Referat Naturschutz und Landschaftspflege

### Flusskrebsschutz in Deutschland

Heimische Flusskrebse gelten als eine der am meisten gefährdeten Tiergruppen in Deutschland, für deren Schutz rasch wirksame Maßnahmen ergriffen werden müssen, um ein lokales wie auch überregionales Aussterben der Bestände zu verhindern.

In den Bundesländern gibt es verschiedene Schutzprojekte für Flusskrebse und somit unterschiedlichste Erfahrungen und Erkenntnisse. Diese sollen im Rahmen der Masterthesis von Herrn Benjamin Waldmann eruiert und zusammengeführt werden.

**Ziele der Arbeit sind:**

- **Darstellung der Verbreitung von heimischen und gebietsfremden Flusskrebsarten in Deutschland (Karten)**
- **Darstellung der Maßnahmen zum Schutz von heimischen Flusskrebsarten in den einzelnen Bundesländern sowie daraus ableitend Handlungsempfehlungen**
- **Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz und Initiierung eines Austausches**

Allen Teilnehmern wird nach Abschluss die Masterthesis zur Verfügung gestellt.

**Bitte senden Sie Ihre Daten, wenn möglich in digitaler Form, an:**

**Benjamin Waldmann**

Regierungspräsidium Stuttgart  
Referat 56, Naturschutz und Landschaftspflege  
Ruppmannstr. 21  
70565 Stuttgart

**Tel.: 0711 / 904-15622**

**E-Mail: [benjamin.waldmann@rps.bwl.de](mailto:benjamin.waldmann@rps.bwl.de)**

Gerne steht Herr Waldmann für Rückfragen zur Verfügung.

Bitte beachten Sie die Datenschutzerklärung am Ende des Fragebogens.

# Fragebogen

zur Verbreitung heimischer wie gebietsfremder Flusskrebsarten  
sowie Maßnahmen zum Flusskrebsschutz auf Ebene der Bundesländer

Bogen Nr. :

**Bundesland:** Wählen Sie ein Element aus.

**Bearbeiter(in)** (ihre Kontaktdaten für Rückfragen):

Name	Vorname	Institution	E-Mail	Telefon

## 1. Verbreitungsdaten heimischer und gebietsfremder Flusskrebsarten

Bitte beachten Sie die Verbreitungskarten Ihres Bundeslandes im Anhang. Wir bitten um **Ergänzung** dieser Daten durch:

- Übersendung von Artnachweisen in Form von Geodaten (z.B. im shape-Format)
- handschriftliche Ergänzung der beigefügten Verbreitungskarten durch Markierung der entsprechenden Rasterfelder (UTM 10 Raster)

In beiden Fällen benötigen wir Angaben zur Art und das Funddatum, wenn möglich auch Angaben zur Person und den Gewässernamen.

Gerne können Sie uns auch Ansprechpartner nennen, die Kenntnisse über die Verbreitung der Arten in Ihrem Bundesland haben.

Name	Vorname	E-Mail	Telefon	Anmerkung



## 2. Maßnahmen zum Schutz vor invasiven Flusskrebsarten

(insbesondere Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014, z.B. Bau von Wanderhindernissen, Bekämpfung invasiver Arten, Krebspestuntersuchung)

Welche Maßnahmen zum Schutz vor invasiven Flusskrebsarten wurden wo in Ihrem Bundesland durchgeführt bzw. sind in Planung?

Gerne können Sie uns auch Ansprechpartner nennen, die Kenntnisse über die Planungen und Umsetzung solcher Maßnahmen in Ihrem Bundesland haben.

Name	Vorname	E-Mail	Telefon	Anmerkung

### 3. Maßnahmen zur Förderung heimischer Flusskrebsbestände

(z.B. Habitatoptimierungen, Vermehrung autochthoner Flusskrebse, Wiederansiedlung / Besatz)

Welche Maßnahmen zum Schutz heimischer Flusskrebspopulationen wurden wo in Ihrem Bundesland durchgeführt bzw. sind in Planung und welche Erfahrungen resultieren daraus?

Gerne können Sie uns auch Ansprechpartner nennen, die Kenntnisse über die Planungen und Umsetzung solcher Maßnahmen in Ihrem Bundesland haben.

Name	Vorname	E-Mail	Telefon	Anmerkung

## **Datenschutzerklärung / Informationen gemäß Art. 13 der Datenschutz-Grundverordnung**

Verantwortlicher im Sinne der DSGVO ist das Regierungspräsidium Stuttgart, Ruppmannstraße 21, 70565 Stuttgart, E-Mail: [poststelle@rps.bwl.de](mailto:poststelle@rps.bwl.de), vertreten durch Herrn Regierungspräsidenten Wolfgang Reimer.

Zum behördlichen Datenschutzbeauftragten des Regierungspräsidiums Stuttgart können Sie über die E-Mail-Adresse [datenschutzbeauftragter@rps.bwl.de](mailto:datenschutzbeauftragter@rps.bwl.de) Kontakt aufnehmen.

Die personenbezogenen Daten, die im Formular anzugeben sind, werden von den zuständigen Beschäftigten des Regierungspräsidiums Stuttgart ausschließlich zu dem im Formular angegebenen Zweck verarbeitet. Die Rechtsgrundlage für die Verarbeitung ergibt sich aus Art. 6 Abs. 1 S. 1 lit. DSGVO, § 4 LDSG, § 1 BNatSchG.

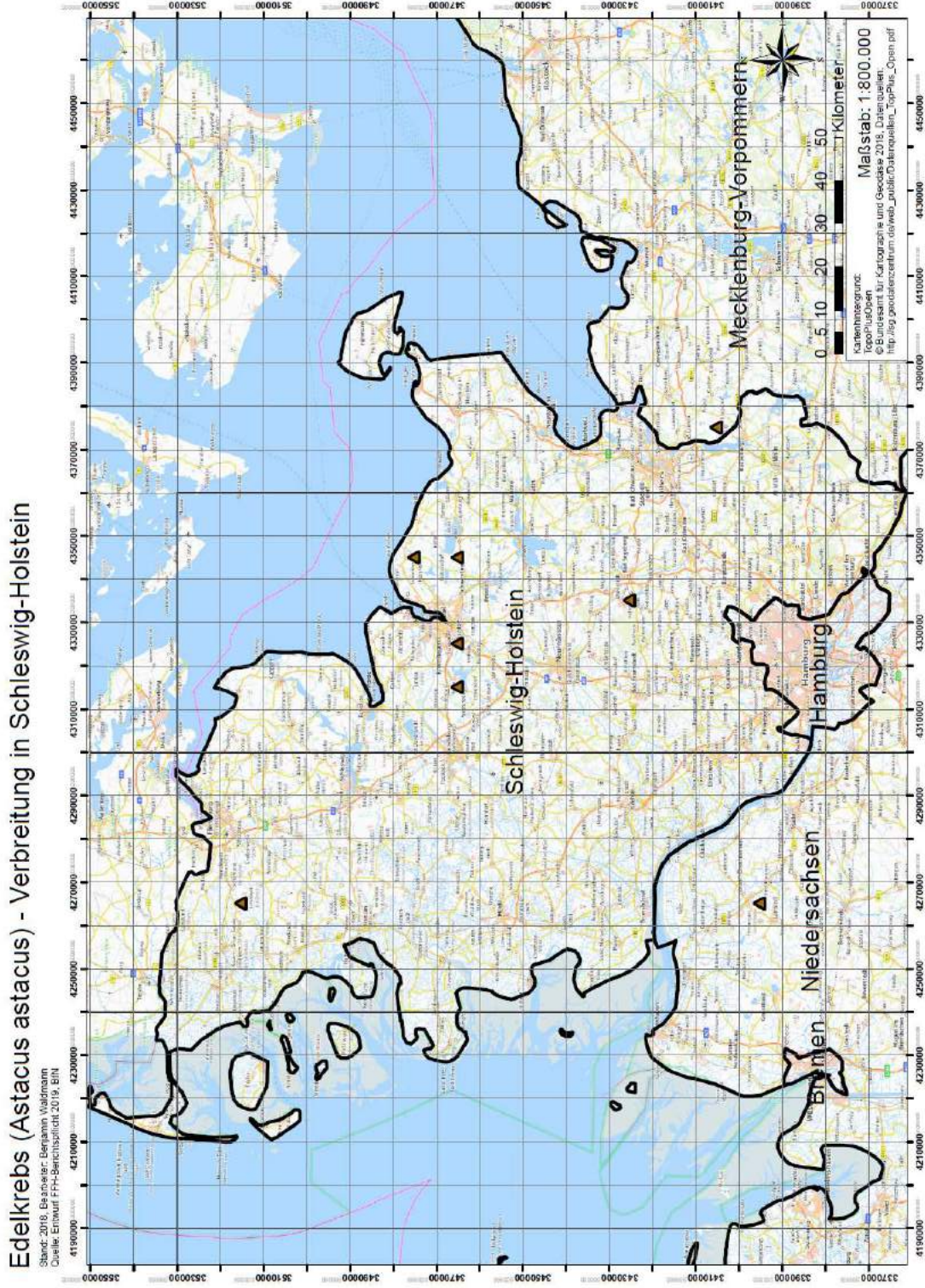
Die Daten werden ab Erhebung für 10 Jahre gespeichert. Soweit gesetzliche Aufbewahrungspflichten bestehen werden die betreffenden personenbezogenen Daten für die Dauer der Aufbewahrungspflicht gespeichert. Nach Ablauf der Aufbewahrungspflicht wird geprüft, ob eine weitere Erforderlichkeit für die Verarbeitung vorliegt. Liegt eine Erforderlichkeit nicht mehr vor, werden die Daten gelöscht.

Eine Weitergabe der personenbezogenen Daten an Dritte findet grundsätzlich nur dann statt, wenn dies zur Erfüllung des verfolgten Zweckes oder zur Wahrnehmung einer Aufgabe, die im öffentlichen Interesse liegt oder in Ausübung öffentlicher Gewalt erfolgt, (Art. 6 Abs. 1 S. 1 lit. e DSGVO) erforderlich ist, eine rechtliche Verpflichtung zur Weitergabe besteht oder Sie insoweit eine Einwilligung erteilt haben.

Soweit die gesetzlichen und persönlichen Voraussetzungen erfüllt sind, steht Ihnen das Recht auf Auskunft über die verarbeiteten personenbezogenen Daten, das Recht auf Berichtigung unrichtiger Daten, das Recht auf Löschung oder Einschränkung der Datenverarbeitung und das Recht auf Widerspruch gegen die Datenverarbeitung wegen besonderer Umstände zu.

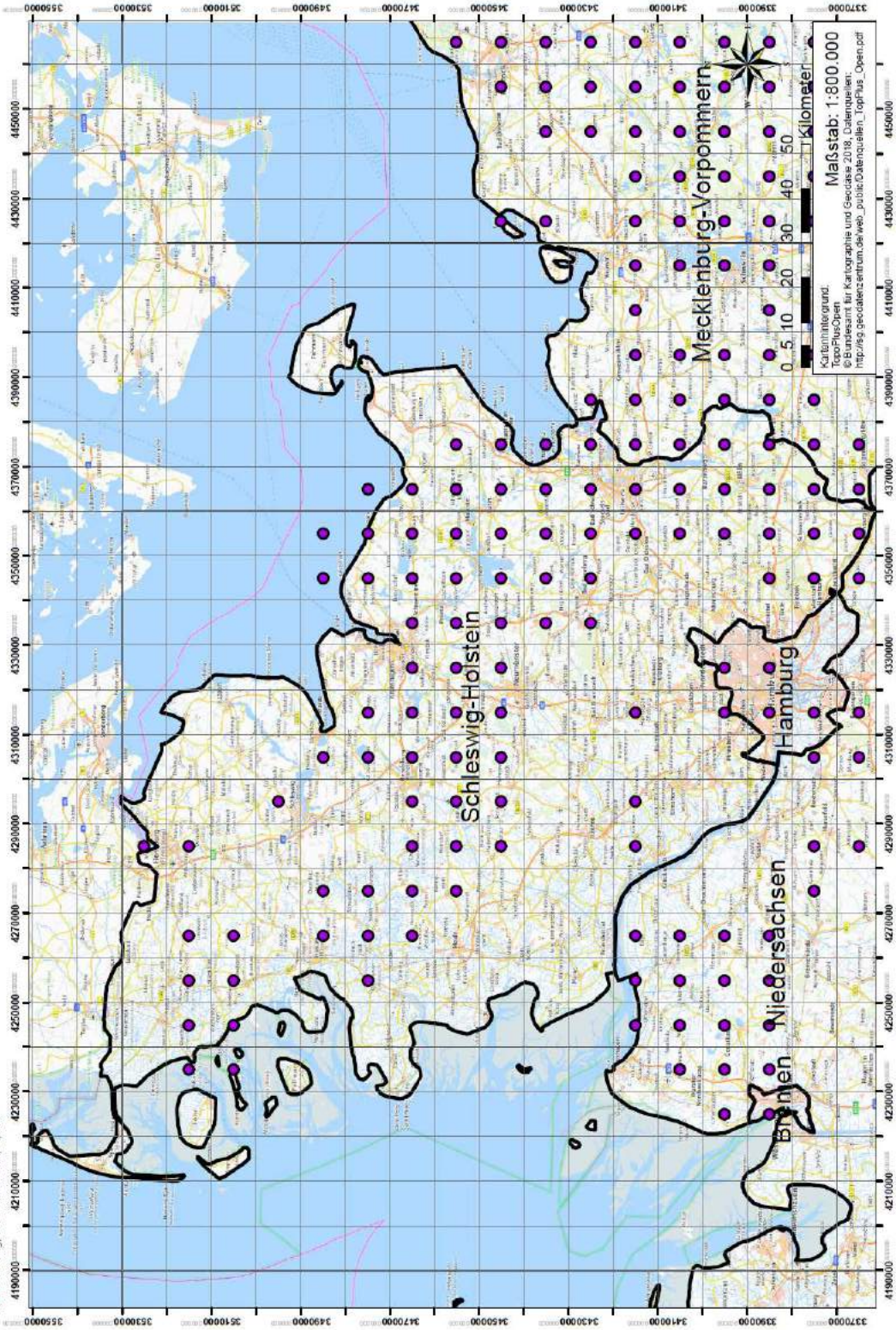
Jede betroffene Person hat außerdem das Recht auf Beschwerde bei der Aufsichtsbehörde (Der Landesbeauftragte für den Datenschutz und die Informationsfreiheit, Königsstraße 10a, 70173 Stuttgart, [poststelle@fdi.bwl.de](mailto:poststelle@fdi.bwl.de)), wenn sie der Ansicht sind, dass ihre personenbezogenen Daten rechtswidrig verarbeitet wurden.

## Anhang 4: Verbreitungskarten als Grundlage zur Validierung durch die Bundesländer, Beispiel für *A. astacus* und *F. limosus* in Schleswig-Holstein



# Kamberskrebis (*Orconectes limosus*) - Verbreitung in Schleswig-Holstein

Stand: 2017, Bearbeiter: Benjamin Waldmann  
Quelle: Niering, S. und Skowronek, S., BfN



## Anhang 5: Quellen der Artnachweise aus den Bundesländern

**Tabelle 11:** Übersicht der Quellen zu den Nachweisen der einzelnen Flusskrebsarten aus den Bundesländern. Primär wurden die jeweiligen Behörden genannt, die Datensätze und weitere Informationen zur Verfügung gestellt haben. Meldungen von Vereinen, Planungsbüros, Institutionen und Privatpersonen wurden nur dann gelistet, wenn darüber hinaus UTM-Kacheln für Arten aktiv geschaltet werden konnten. Eine Zuordnung der Quelle pro UTM-Kachel erfolgte zu dem Bundesland mit dem meisten Flächenanteil an der Kachel, auch wenn die eigentliche Meldung aus dem benachbarten Bundesland stammte. Abkürzungen: BFN = Bundesamt für Naturschutz, BUE = Behörde für Umwelt und Energie, Amt für Naturschutz, Grünplanung und Bodenschutz, DMM = Deutsches Meereskundemuseum, FFS = Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, GOBIO = Planungsbüro Michael Pfeiffer, IfB = Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam, IOW = Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, LAU = Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, LAVES = Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, LfU (BY) = Bayerisches Landesamt für Umwelt, LfU (RP) = Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, LfULG = Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, LLUR = Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, LRA KUN = Landratsamt Hohenlohekreis, untere Wasserbehörde, RPDA = Regierungspräsidium Darmstadt, RPS = Regierungspräsidium Stuttgart, Ref. 56, SenUVK = Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Fischereiamt Berlin, SUBV = Senator für Umwelt, Bau und Verkehr Bremen, Referat 31 – Naturschutz und Landschaftspflege, TLUG = Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. Abkürzungen Bundesländer siehe Tabelle 7.

Art	Bundesland															
	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	SL	ST	TH
<i>A. astacus</i>	IfB		FFS, RPS, GOBIO, Mayer, LRA KUN, Reinhardt	LfU, Fachberatung für Fischerei Oberfranken, Kaminsky, Fischereiver-ein Unterbereich e.V.	-	HLNUG	-	IOW, DMM, Schröder	LAVES	Edelkrebs-projekt NRW	LfU	LLUR	LfULG	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	LAU, IfB	TLUG, Müller, Serfling, Kleemann
<i>P. leptodactylus</i>	IfB	SenUVK	FFS, Kunz	LfU, Bezirk Schwaben	-	HLNUG	-	IOW	LAVES, Angler-verband Nieder-sachsen e.V.	Edelkrebs-projekt NRW	Schleich	LLUR	Wilhelm et al.	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	-	-
<i>A. pallipes</i>	-	-	FFS, GOBIO	-	-	HLNUG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. torrentium</i>	-	-	FFS, GOBIO, RPS	LfU, Kaminsky	-	HLNUG	-	-	-	Edelkrebs-projekt NRW	Frechen, LfU, Schleich	-	LfULG	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	-	TLUG
<i>P. leniusculus</i>	IfB	IfB	FFS, GOBIO, RPS, Reinhardt	LfU, Bezirk Schwaben, Fachberatung für Fischerei Oberfranken, Kaminsky, Kirchmeier	LAVES	HLNUG	-	IOW	LAVES, SUBV	Edelkrebs-projekt NRW	LfU, Ott	LLUR	LfULG	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	-	TLUG, Kleemann
<i>F. limosus</i>	IfB		FFS, GOBIO, LRA BB, RPS, Reinhardt	LfU, Bohl, Kaminsky, Stephan	SUBV	HLNUG	BUE	IOW	LAVES, Angler-verband Nieder-sachsen e.V., SUBV	Edelkrebs-projekt NRW	Frechen, LfU, Ott, Schrimpf	LLUR	LfULG	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	BFN, LAU, LAVES, Müller, IfB, Wils-temann	TLUG, Kleemann, Schmalz
<i>F. immunitis</i>	-	-	FFS, Herrmann, Reinhardt	-	-	RPDA, Sallfner	-	-	-	Edelkrebs-projekt NRW	LfU, Ott	-	-	-	-	-
<i>P. clarkii</i>	IfB	SenUVK	FFS, GOBIO, Wald-mann	LfU, Bohl	-	HLNUG	-	-	LAVES	Edelkrebs-projekt NRW	LfU	-	-	Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz	-	TLUG, Schmalz
<i>P. virginialis</i>	IfB	SenUVK	FFS	LfU	-	HLNUG, Hennings & Korte, Peter	-	-	LAVES	Edelkrebs-projekt NRW	Schleich	-	LfULG	-	LAU, Wendt	TLUG

## Anhang 6: Übersichten der Anzahl der belegten UTM-Rasterzellen je Art po Bundesland

**Tabelle 12:** Verbreitung von *A. astacus* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	39	10,1 %
Bayern	758	162	21,4 %
Berlin	10	-	-
Brandenburg	310	18	5,8 %
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	72	33,0 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	28	10,4 %
Niedersachsen	512	65	12,7 %
Nordrhein-Westfalen	364	87	23,9 %
Rheinland-Pfalz	212	43	20,3 %
Saarland	34	9	26,5 %
Sachsen	209	53	25,4 %
Sachsen-Anhalt	207	13	6,3 %
Schleswig-Holstein	209	15	7,2 %
Thüringen	154	39	25,3 %
<b>Summe:</b>		<b>643</b>	

**Tabelle 13:** Verbreitung von *A. pallipes* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	13	3,4 %
Bayern	758	-	-
Berlin	10	-	-
Brandenburg	310	-	-
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	-	-
Mecklenburg-Vorpommern	270	-	-
Niedersachsen	512	-	-
Nordrhein-Westfalen	364	-	-
Rheinland-Pfalz	212	-	-
Saarland	34	-	-
Sachsen	209	-	-
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	-	-
Thüringen	154	-	-
<b>Summe:</b>		<b>13</b>	-

**Tabelle 14:** Verbreitung von *A. torrentium* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	149	38,5 %
Bayern	758	162	21,4 %
Berlin	10	-	-
Brandenburg	310	-	-
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	11	5,0 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	-	-
Niedersachsen	512	-	-
Nordrhein-Westfalen	364	1	0,3 %
Rheinland-Pfalz	212	17	8,0 %
Saarland	34	1	2,9 %
Sachsen	209	1	0,5 %
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	-	-
Thüringen	154	4	2,6 %

**Summe: 346**

**Tabelle 15:** Verbreitung von *P. leptodactylus* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	14	3,6 %
Bayern	758	17	2,2 %
Berlin	10	1	10,0 %
Brandenburg	310	3	1,0 %
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	10	4,6 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	10	3,7 %
Niedersachsen	512	4	0,8 %
Nordrhein-Westfalen	364	27	7,4 %
Rheinland-Pfalz	212	4	1,9 %
Saarland	34	5	14,7 %
Sachsen	209	2	1,0 %
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	7	3,3 %
Thüringen	154	-	-

**Summe: 104**

**Tabelle 16:** Verbreitung von *P. leniusculus* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	101	26,1 %
Bayern	758	145	19,1 %
Berlin	10	1	10,0 %
Brandenburg	310	4	1,3 %
Bremen	5	1	20,0 %
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	82	37,6 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	1	0,4 %
Niedersachsen	512	39	7,6 %
Nordrhein-Westfalen	364	78	21,4 %
Rheinland-Pfalz	212	77	36,3 %
Saarland	34	12	35,3 %
Sachsen	209	11	5,3 %
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	20	9,6 %
Thüringen	154	15	9,7 %

**Summe: 587**

**Tabelle 17:** Verbreitung von *F. limosus* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.



Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	102	26,3 %
Bayern	758	89	11,7 %
Berlin	10	1	10,0 %
Brandenburg	310	190	61,3 %
Bremen	5	5	100,0 %
Hamburg	7	6	85,7 %
Hessen	218	65	29,8 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	119	44,1 %
Niedersachsen	512	192	37,5 %
Nordrhein-Westfalen	364	106	29,1 %
Rheinland-Pfalz	212	55	25,9 %
Saarland	34	11	32,4 %
Sachsen	209	82	39,2 %
Sachsen-Anhalt	207	114	55,1 %
Schleswig-Holstein	209	83	39,7 %
Thüringen	154	56	36,4 %

**Summe: 1276**

**Tabelle 18:** Verbreitung von *P. clarkii* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	6	1,6 %
Bayern	758	2	0,3 %
Berlin	10	3	30,0 %
Brandenburg	310	1	0,3 %
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	10	4,6 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	-	-
Niedersachsen	512	2	0,4 %
Nordrhein-Westfalen	364	18	4,9 %
Rheinland-Pfalz	212	4	1,9 %
Saarland	34	2	5,9 %
Sachsen	209	-	-
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	-	-
Thüringen	154	2	1,3 %

**Summe: 50**

**Tabelle 19:** Verbreitung von *F. immunis* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

Bundesland	UTM-Raster gesamt	UTM-Raster belegt	Anteil belegte UTM-Raster
Baden-Württemberg	387	26	6,7 %
Bayern	758	-	-
Berlin	10	-	-
Brandenburg	310	-	-
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	2	0,9 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	-	-
Niedersachsen	512	-	-
Nordrhein-Westfalen	364	2	0,5 %
Rheinland-Pfalz	212	12	5,7 %
Saarland	34	-	-
Sachsen	209	-	-
Sachsen-Anhalt	207	-	-
Schleswig-Holstein	209	-	-
Thüringen	154	-	-

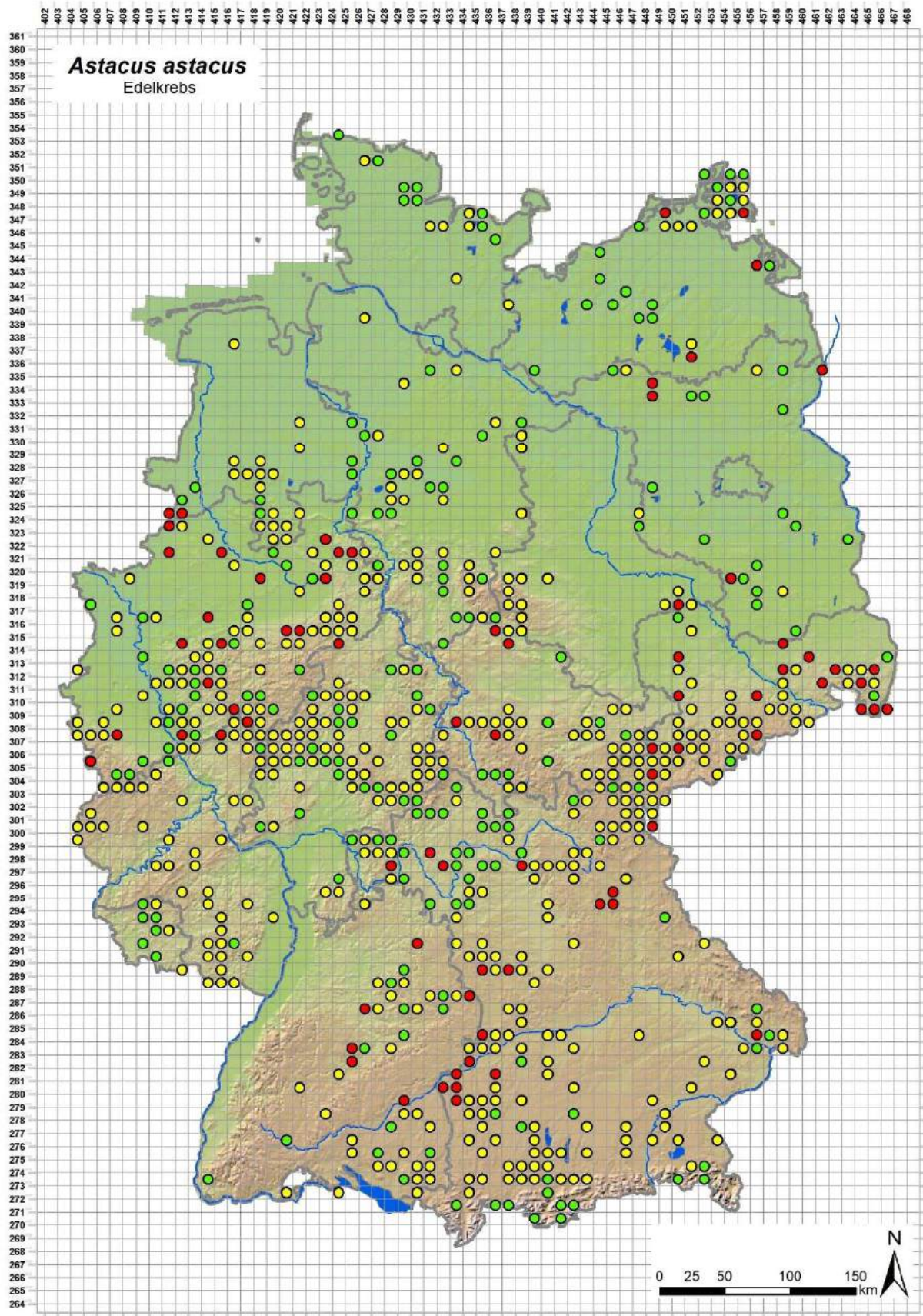
**Summe: 41**

**Tabelle 20:** Verbreitung von *P. virginialis* in Deutschland. Übersicht der Anzahl der UTM-Rasterzellen mit Nachweis in den Bundesländern.

<b>Bundesland</b>	<b>UTM-Raster gesamt</b>	<b>UTM-Raster belegt</b>	<b>Anteil belegte UTM-Raster</b>
Baden-Württemberg	387	9	2,3 %
Bayern	758	3	0,4 %
Berlin	10	2	20,0 %
Brandenburg	310	1	0,3 %
Bremen	5	-	-
Hamburg	7	-	-
Hessen	218	4	1,8 %
Mecklenburg-Vorpommern	270	-	-
Niedersachsen	512	4	0,8 %
Nordrhein-Westfalen	364	5	1,4 %
Rheinland-Pfalz	212	4	1,9 %
Saarland	34	-	-
Sachsen	209	2	1,0 %
Sachsen-Anhalt	207	1	0,5 %
Schleswig-Holstein	209	-	-
Thüringen	154	3	1,9 %

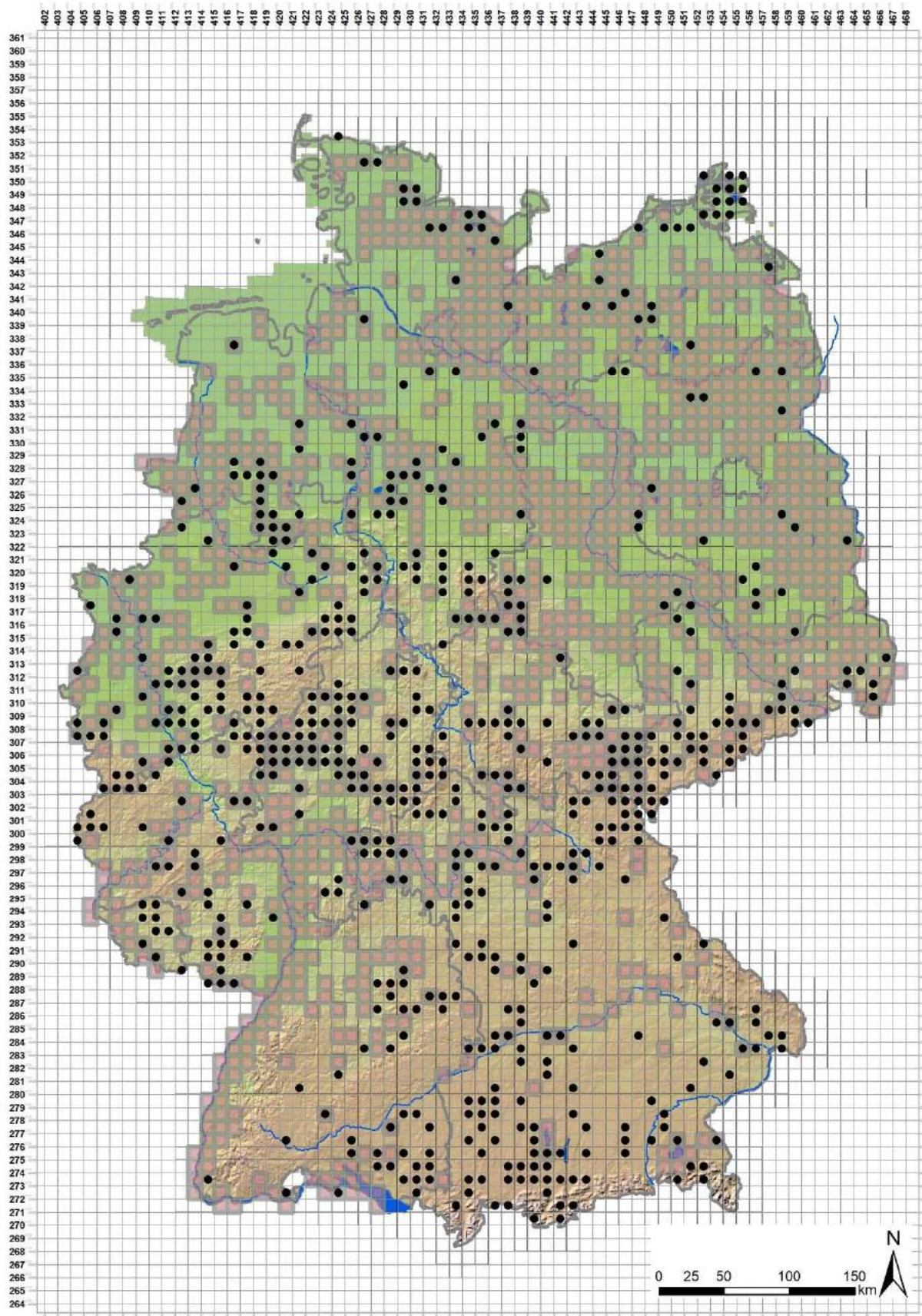
**Summe: 38**

## Anhang 7: Vergleich der Darstellung zur Verbreitung von *A. astacus* zwischen BfN (2018) und Waldmann (2019)



**Abbildung 50:** Vergleich der Verbreitungsdaten von *A. astacus* in Deutschland zwischen BfN (2018) und Waldmann (2019). **Roter Punkt:** Nachweis BfN (2018) nach Waldmann (2019) nicht bestätigt (N = 77), **gelber Punkt:** Nachweis BfN (2018) nach Waldmann (2019) bestätigt (N=445), **grüner Punkt:** neuer Nachweis nach Waldmann (2019) (N= 198).

## Anhang 8: Vergleich der Verbreitung von *A. astacus* mit *F. limosus* in Deutschland



**Abbildung 51:** Vergleich der Verbreitung von *A. astacus* (schwarze Punkte in UTM-Rasterzellen) und *F. limosus* (rötliche UTM-Rasterzellen) in Deutschland.

# Anhang 9: Protokollblatt für Krebsbestandsaufnahme der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg

Rev. Version 2017-09-18 entw. 2015/13 **FFS** Fischereiforschungsstelle BW

**Protokoll Krebsbestandsaufnahme**

Anlass:  Krebsmonitoring gemäß FFHRL  Krebsbestandsaufnahme allgemein

Bearbeiter: \_\_\_\_\_ Straße: \_\_\_\_\_  
 PLZ, Ort: \_\_\_\_\_  
 E-Mail: \_\_\_\_\_  
 Teil: \_\_\_\_\_

Gewässernamen: \_\_\_\_\_ Ortsangabe: \_\_\_\_\_ Datum (TT.MM.JJJJ): \_\_\_\_\_  
 Vorfluter: \_\_\_\_\_  
 Probestrecke Nr.: \_\_\_\_\_ TK-25-Billett: \_\_\_\_\_

Gewässertyp:  Graben  Bach  See  angebundenes Altwasser  
 Kanal  Fluss  Teich / Weiher  abgeschnittenes Altwasser

Probestrecken, Gesamtlänge: \_\_\_\_\_ FFH-Gebiet Nr.: \_\_\_\_\_ WK-Nr.: \_\_\_\_\_  
 Ca. \_\_\_\_\_ m

Umrast (längste): \_\_\_\_\_ Wasser Temperatur: \_\_\_\_\_ °C  
 mittlere Höhe u. NW: \_\_\_\_\_ m

Regenfälle:  keine  vor der Untersuchung  während der Untersuchung  deutlich  
 Trübung:  keine  schwach  deutlich

Schaumbildung:  keine  schwach  deutlich

**Hydrologie:**  mittlere Breite:  < 1  1-2  2-5  5-15  15-50  50-100  > 100 m  
 Schätzwert: \_\_\_\_\_ m  
 mittlere Tiefe:  < 0,1  0,1-0,3  0,3-0,5  0,5-1  1-2  2-4  > 4 m  
 Schätzwert: \_\_\_\_\_ m

Tiefenvarianz:  gleichmäßig tief  gleichmäßig flach  stark wechselnd  mit Flachstellen  mit Gumpen  
 Linienförmigkeit:  gestringt  mit Begungen  gewunden  mäandrierend  mit Faltungen

Strömung:  fließend  turbulent fließend  fließend mit vereinzelten Turbulenzen  
 gleichmäßig fließend  träge fließend  Rückströmungen/Kehrwasserbereiche

Fließgeschwindigkeit:  < 0,1  0,1-0,25  0,25-0,5  0,5-0,75  0,75-1  > 1 m/s  
 Wasserführung:  gering  normal  stark

Sillwasserzone:  < 10  10-25  25-50  50-75  > 75 %  
 Gesamtprofil:  naturnah  leicht beeinträchtigt  deutlich beeinträchtigt  naturfern

\* Angabe freiwillig \*\* nur für Fließgewässer auszufüllen \*\*\* Merkschaubild möglich

**Umland:**  % Nadelwald  % Mischwald  % Laubwald  % Auwald  % Acker  
 % Wiese / Weide  % Kulturland / Moor  % Feuchtgebiet / Moor  % Siedlungsgebiet

**Ufer:**  beidseitig vollständig  einseitig oder unvollständig  nicht vorhanden  
 Randschneifen: \*\*  % Flachufer, 0-20°  % Schräglufer, 20-50°  % Abbruch, 60-90°  % Uferspülung, >90°

Neigung: \_\_\_\_\_ % Neigung ca. \_\_\_\_\_ °  Buhnenbereich

Streckenanteil mit geschüttetem Dammbau: \_\_\_\_\_ %

Uferanteil mit ins Wasser ragenden Wurzeln von Bäumen: \_\_\_\_\_ %

Uferbewuchs oberhalb der Wasserlinie: \_\_\_\_\_ % ohne  Gräser  Schilf / Rohr  Weiden  
 krautige Blattpflanzen  Stäucher   andere Blüme

Uferverbauung:  keine (erkennbar)  Mauer/Pflaster, unverfügt  Fachstein  Drahtbrücke  
 überwachsen  Mauer/Pflaster, verfügt  Steinwurf

**Gewässersohle, Substrate:**

Substratverteilung: \_\_\_\_\_ % Schlamm  Lehm / Ton  sonstiges Erdbreich  % Sand (< 2 mm)  
 Kies (> 2 mm)  Grobkies (> 20 mm)  Steine (> 63 mm)  % Felsen (> 50 cm)

Sohlverbauung: \*\*  keine (erkennbar)  Rasensteine  Drahtnetze   
 Steinschüttung  Pflasterung  Betonschale

Besonderheiten:  kolmatöse Sohle  Eisenocker  Treibsand  Faulschlamm

**Natürliche Strukturen im Wasser:**

Semiquantitative Angaben: 0 = keine 1 = wenig 2 = verbreitet 3 = dominierend  
 Totholz  Wurzeln  ins Wasser hängende Äste  Schilf / Röhricht  
 submersive Makrophyten  Schwimmblattpflanzen  emerse Makrophyten

**Nutzungsbedingte Einflüsse:**

keine (erkennbar)  unbekannt  Wasserkraft  Stauhaltung  Schwallbetrieb   
 Schifffahrt / Boote  Bewässerung  Erntemaschinen  Hochwasserschutz  Hochwasserlauf   
 Badeschnee  Viehtränke  Holzabfuhr  Trinkwassererzeugung

**Fischereiliche Bewirtschaftung (soweit bekannt):**

Angel Fischerei  Berufsfischerei  Teichfischerei  Teichablauf  
 Fischereiberechtigter: \_\_\_\_\_

Besatzmaßnahme: Verein / Angreepartner mit Tel.-Nr. und ggf. E-Mail-Adresse

Fischart: \_\_\_\_\_ Jahr: \_\_\_\_\_ Fischart: \_\_\_\_\_ Größenklasse(n): \_\_\_\_\_  
 Größenklasse(n): \_\_\_\_\_ Jahr: \_\_\_\_\_

**Sonstiges:**

\*\*\* nur für Fließgewässer auszufüllen

### Flusskrebserhebung:

#### Untersuchungsmethode:

- Händische Nachsuche  Exposition von Reusen  Beobachtung

#### Untersuchte Abschnitte:

Gewässerstrecke	effektiv untersuchte Länge		untere Grenze (saat.-Knoten-Koordinaten)		obere Grenze (saat.-Knoten-Koordinaten)	
	m	m	Rechtswert	Hochwert	Rechtswert	Hochwert

Ergänzende Anmerkungen:

#### Lebend nachgewiesene Krebsarten und -größen (Carapaxlänge):

Krebsart	≤15 mm		>15 - 30 mm		>30 - 45 mm		>45 mm	
	gesamt	davon	gesamt	davon	gesamt	davon	gesamt	davon

#### Beobachtungen

Muscheln, Exuvien, Toifunde, Körperteile usw.

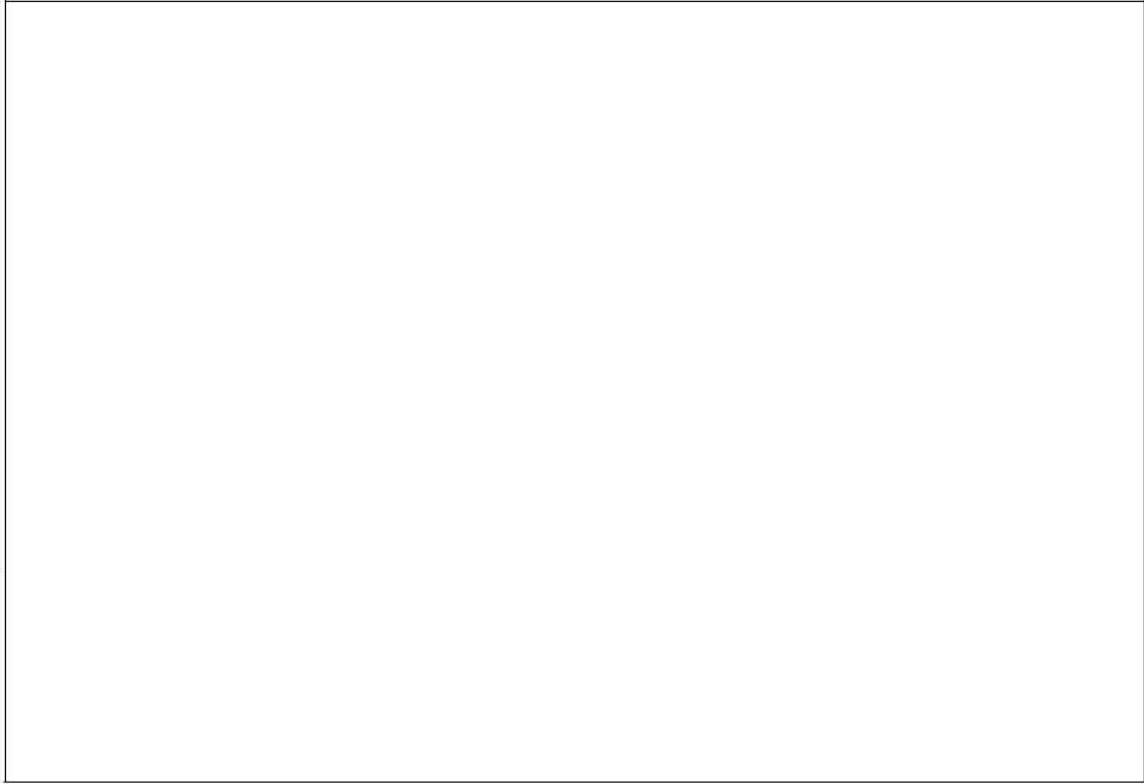
Art	≤15 mm	>15-30 mm	>30-40 mm	>45 mm	Summe	Ergänzende Angaben

Fische (Dropdown, grüne Felder) und sonstige Arten, wie z.B. Anphibien (Freitext, lila Felder)

Art	≤5 cm	>5-10 cm	>10-20 cm	>20-30 cm	>30-40 cm	>40 cm	Summe	Ergänzende Angaben

#### Sonstige relevante Faktoren nach Einschätzung (keine gesonderte Erhebung erforderlich):

Nichtheimische Krebse in der Umgebung vorkommend?	<input type="radio"/> Ja <input type="radio"/> Nein <input type="radio"/> Unbekannt	Arten	Wo? (Gewässer und Ortsbezeichnung)
Krebs-Wanderhindernisse im Gewässer oder Vorfluter vorhanden?	<input type="radio"/> Ja <input type="radio"/> Nein <input type="radio"/> Unbekannt	Art des Hindernisses	Wo? (Gewässer und Ortsbezeichnung)
Beeinträchtigungen durch Einträge ins Gewässer?	<input type="checkbox"/> Nährstoffe (z.B. Einträge aus bewirtschafteten Flächen) <input type="checkbox"/> Schadstoffe (z.B. Pestizide, Herbizide) <input type="checkbox"/> Sedimente		
Gängjährige Wasserführung?	<input type="radio"/> Ja <input type="radio"/> Nein <input type="radio"/> Unbekannt	Krebse gefährdende Arbeiten oder Maßnahmen im Gewässer? <input type="radio"/> Ja <input type="radio"/> Nein <input type="radio"/> Unbekannt	



## **Anhang 10: Textbaustein für die Bekanntmachung und Information der Inhaber und Pächter der Fischereirechte durch die kommunalen Mitteilungsblätter, Regierungspräsidium Stuttgart, Ref. 56 Naturschutz und Landschaftspflege**



**Baden-Württemberg**  
REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTTGART  
ABTEILUNG UMWELT

### **Erfassung von Flusskrebsen im Einzugsgebiet des Kochers zwischen Aalen und Braunsbach (SHA) - Information der Grundstücksbesitzer und Fischereirechtsinhaber**

Im Rahmen des Aktionsprogramms zum Schutz des heimischen Steinkrebsses werden im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart, Ref. 56 Naturschutz und Landschaftspflege, von Juni bis Oktober 2018 stichprobenhaft die Flusskrebbsbestände in allen Fließgewässern in Teilbereichen des Einzugsgebiets des Kochers durch das Fachbüro XXX erfasst. Die Erfassung erfolgt tagsüber durch eine Nachsuche per Hand. Gefundene Flusskrebse werden kurzzeitig zur Datenerfassung dem Gewässer entnommen und anschließend schonend zurückgesetzt. Eine dauerhafte Entnahme von Flusskrebsen erfolgt nicht.

Wir weisen insbesondere darauf hin, dass es im Rahmen der Erfassungen erforderlich sein kann, die betroffenen Grundstücke zu betreten. Die Ermächtigung zum Betreten der Grundstücke bildet hierbei § 52 Naturschutzgesetz des Landes Baden-Württemberg.

In Abstimmung mit der Fischereibehörde erfolgt aufgrund der Vielzahl der zu bearbeitenden Fließgewässer keine gesonderte Information der betroffenen Fischereirechtsinhaber und -pächter.

Für Rückfragen stehen Ihnen  
Frau / Herr XXX, Tel. XXX, E-Mail: XXX

# Anhang 11: „Invasive Arten“, Management- und Maßnahmenblatt

<b>„Invasive Krebsarten“ Management- und Maßnahmenblatt</b>
<b>1 Metainformationen</b>
<b>1.1 Dokument</b> Management- und Maßnahmenblatt zu VO (EU) Nr. 1143/2014
<b>1.2 Rechtlicher Bezug</b> <ul style="list-style-type: none"><li>• Verordnung (EU) Nr. 1143/2014, hier „VO“ genannt</li><li>• Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141, hier „Unionsliste“ genannt</li></ul>
<b>1.3 Version</b> Nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand: Februar 2018
<b>1.4 Ziele dieses Dokumentes</b> <ul style="list-style-type: none"><li>• Das vorliegende Dokument beschreibt die Managementmaßnahmen nach Art. 19 der VO.</li></ul>
<b>2 Artinformationen</b>
<b>2.1 Betroffene Art/ Artengruppe</b> „Invasive Krebsarten“ nach Unionsliste (Stand 08/2016) [1. Kamberkrebs, 2. Signalkrebs, 3. Roter Amerikanischer Sumpfkrebs, 4. Marmorkrebs]
<b>2.2 Wissenschaftliche Namen</b> <ol style="list-style-type: none"><li>1. <i>Orconectes limosus Rafinesque, 1817</i></li><li>2. <i>Pacifastacus leniusculus Dana, 1852</i></li><li>3. <i>Procambarus clarkii Girard, 1852</i></li><li>4. <i>Procambarus fallax (Hagen, 1870) f. virginalis</i></li></ol>
<b>2.3 Verbreitung und Datenlage</b> Verbreitung in Deutschland: etabliert (alle vier Arten) Verbreitung im Bundesland: siehe länderspezifische Anlage Datenlage: überwiegend gesichert
<b>2.4 Wesentliche Einführungs-, Ausbringungs- und Ausbreitungspfade</b> <ul style="list-style-type: none"><li>• Die Krebsarten der Unionsliste sind überwiegend aufgrund von Besatzmaßnahmen und Aussetzungen in Gewässer gelangt (absichtliche Einbringung) oder in Folge des Entweichens aus Teichanlagen (unabsichtliche Einbringung).</li><li>• Krebse können sich innerhalb der Gewässersysteme und auch über Land verbreiten.</li></ul>
<b>3 Nachteilige Auswirkungen</b> Nachteilige Auswirkungen auf Ökosysteme: <ul style="list-style-type: none"><li>• Verschiebung der Artenzusammensetzung in Gewässern,</li><li>• Verdrängung gebietsheimischer Krebsarten (Stein-, Dohlen- und Edelkrebs) durch direkte Lebensraum- und Nahrungskonkurrenz.</li><li>• Die Krebsarten der Artenliste sind Überträger der Krebspest und weitgehend immun, während die Krebspest für Bestände gebietsheimischer Krebsarten letal ist.</li><li>• Weiterhin stehen die gebietsfremden Krebsarten im Verdacht, Überträger des Chytrid-Pilzes zu sein, der Amphibien befällt.</li></ul>



## 4 Maßnahmen

### 4.1 Ziele des Managements

- Ziel ist die Beseitigung in kleineren Gewässern und in sehr frühen Invasionsstadien sowie die Verhinderung einer weiteren Ausbreitung (Eindämmung) und Populationskontrolle der unter 2. genannten Arten (hier: „gebietsfremde Krebsarten“) nach Artikel 19 der VO unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit, der Auswirkungen auf die Umwelt und der Kosten.
- Negative Auswirkungen der gebietsfremden Krebsarten auf gebietsheimische Krebsarten und Gewässerökosysteme sollen minimiert werden.
- Zur Vermeidung von Biodiversitätsverlusten müssen die vorhandenen Bestände der gebietsheimischen Krebsarten erhalten werden.

### 4.2 Managementmaßnahmen

#### M 1: Öffentlichkeitsarbeit und Bildung

**Beschreibung:** Information und Öffentlichkeitsarbeit zur Rolle von gebietsfremden Krebsarten sowie zur Gefahr durch Ausbringung in die Umwelt. Gezielte Verbesserung der Artenkenntnisse bei Fischereirechtsinhabern.

**Aufwand und Wirksamkeit:** Geringer Aufwand, geringe Kosten für allgemeine Informationsarbeit, höhere Aufwände und Kosten bei Schaffung gezielter, fachlicher Bildungsangebote.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** keine negativen Auswirkungen

**Erfolgskontrolle:** nur indirekt möglich

#### M 2: Entnahme

**Beschreibung:** Intensive Entnahme von Exemplaren gebietsfremder Krebsarten zur Bestandsreduzierung. In Einzelfällen ist ggf. ein Aufbau von (temporären!) Nutzungsstrukturen (incl. Transport und Hälterung) für gebietsfremde Krebsarten denkbar (siehe Artikel 19 Abs. 2 Satz 3 der VO), sofern diese den Zielen der VO dienen.

**Aufwand und Wirksamkeit:** mittlerer Aufwand, Kosten können ggf. gegenfinanziert werden, die Wirksamkeit ist im Einzelfall zu beurteilen.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** je nach Methode negative Auswirkungen möglich, sollte ausgeschlossen werden.

**Erfolgskontrolle:** (z.B. über Nachweisversuche per Reusen/Fallen) notwendig, die Bestände sollten abnehmen.

#### M 3: Schaffung von Pufferzonen

**Beschreibung:** Erhalten und Schaffen von krebsfreien „Sicherheitszonen“ als Puffer zwischen Abschnitten mit gebietsfremden und gebietsheimischen Krebsen.

**Aufwand und Wirksamkeit:** Nur im Einzelfall möglich. Aufwand und Wirksamkeit sind von der angewandten Methode abhängig.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** je nach Methode sind negative Auswirkungen möglich (siehe M 4), muss im Einzelfall abgewogen werden.

**Erfolgskontrolle:** (z.B. über Nachweisversuche per Reusen/Fallen) notwendig, die Bestände sollten frei von Exemplaren gebietsfremder Krebsarten werden. Wissenschaftliche Begleituntersuchung wird empfohlen.

**M 4: Errichtung von Krepssperren oder Erhaltung bestehender Barrieren**

**Aufwand und Wirksamkeit:** Die Erhaltung / Ertüchtigung bestehender Barrieren ist oft kostengünstig. Neue Krepssperren können aufwändig (teuer) sein, in der Unterhaltung anspruchsvoll und nach bisheriger Erfahrung ist ihre langfristige Wirksamkeit nicht vollständig sichergestellt. Der Einsatz von Krepssperren ist daher ggf. nur eingeschränkt und nach vorheriger intensiver Abwägung zu empfehlen.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** Die (gewollte) Barriere kann sich ungünstig auf andere Arten und das Ökosystem auswirken. Diese Zielkonflikte müssen im Einzelfall abgewogen werden.

**Erfolgskontrolle:** Eine Anwendung der Maßnahme wird nur in besonders begründeten Fällen und bei gleichzeitiger wissenschaftlicher Begleituntersuchung und Kontrolle empfohlen. Die gemachten Erfahrungen sollten ausgewertet und veröffentlicht werden.

**M 5: Ablassen oder Verfüllen und Neuanlage von (Still-)Gewässern**

**Aufwand und Wirksamkeit:** im Einzelfall zu prüfen, nur sinnvoll, wenn eine Wiederbesiedlung durch gebietsfremde Krepse ausgeschlossen werden kann.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** Die Maßnahme kann sich ungünstig auf andere Arten auswirken, vor allem die Verfüllung als letztes Mittel. Muss im Einzelfall sorgfältig abgewogen werden.

**Erfolgskontrolle:** (z.B. über Nachweisversuche per Reusen/Fallen) notwendig.

Wissenschaftliche Begleituntersuchung wird empfohlen.

**M 6: Gezielte Förderung von natürlichen Gegenspielern**

**Beschreibung:** Förderung und Schonung von Fraßfeinden.

**Aufwand und Wirksamkeit:** mittlerer Aufwand, die Wirksamkeit ist im Einzelfall zu beurteilen.

**Wirkung auf Nichtzielarten:** je nach Methode negative Auswirkungen möglich.

**Erfolgskontrolle:** (z.B. über Nachweisversuche per Reusen / Fallen) notwendig, die Bestände sollten abnehmen.

**5 Sonstiges****5.1 Besondere Bemerkungen:**

- Die Ziele der FFH-Richtlinie (RL 92/43/EWG), der Vogelschutzrichtlinie (RL 2009/147/EG) sowie der Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) sind zu berücksichtigen. Weiterhin sind bei der Durchführung der Maßnahmen ggf. die Vorgaben des Jagd- bzw. Fischereirechts zu beachten.
- Das Tierschutzrecht ist ebenfalls zu beachten. Nach Artikel 19 Absatz 3 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 ist sicherzustellen, dass wenn die Maßnahmen gegen Tiere gerichtet sind, ihnen vermeidbare Schmerzen, Qualen oder Leiden erspart bleiben, ohne dass dadurch die Wirksamkeit der Managementmaßnahmen beeinträchtigt wird.

**Spezielle Hinweise:** Maßnahmen in und an Gewässern sind grundsätzlich mit den Fischereirechtsinhabern /Fischereiausübungsberechtigten abzustimmen. Artspezifische Unterschiede bei den gebietsfremden Krebsarten sind bei der Umsetzung von Maßnahmen ggf. ebenfalls zu berücksichtigen, um eine größtmögliche Wirksamkeit zu erreichen.

Nach TierSchlV dürfen Krebse nur in kochendem Wasser getötet werden. Bei Massenfängen ist ggf. die Frage der ordnungsgemäßen Entsorgung getöteter Tiere im Vorfeld zu klären. Die Nutzung der Krebse ist grundsätzlich einer Entsorgung vorzuziehen. Der Erhalt oder Aufbau von Nutzungsstrukturen (incl. Transport und Hälterung) für gebietsfremde Krebsarten ist denkbar, allerdings ausschließlich, sofern sichergestellt werden kann, dass diese den Zielen der VO (Eindämmung und Populationskontrolle) dienen.

Bei nachhaltig krebsfreien und ansonsten geeigneten Gewässern sollte geprüft werden, ob eine Wiederansiedlung gebietsheimischer Krebsarten möglich ist (Art. 20 der VO). Zur Überprüfung, ob ein Gewässer krebsfrei ist, können ggf. e-DNA-Prüfungen (Nachweis aufgrund von Wasserproben) in Betracht kommen.

#### 5.2 Weiterführende Literatur/Quellen (Auswahl)

- McMahon, T.A., Brannelly, L.A., Chatfield, M.W.H., Johnson, P.T.J., Joseph, M.B., McKenzie, V.J., Richards-Zawacki, C.L., Venesky, M.D. & Rohr J.R. (2013): Chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* has nonamphibian hosts and releases chemicals that cause pathology in the absence of infection. PNAS 110 (1): 210-215.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438: 134 S.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Managementhandbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141 (2): 626 S.

#### 5.3 Anlagen

- **Länderspezifische Anlage zur Verbreitung**

Hinweis: Das vorliegende Dokument wurde durch den Ad hoc-UAK „invasive Arten“ des stA „Arten- und Biotopschutz“ der LANa erarbeitet. Es führt vorhandene Erkenntnisse zusammen und vereinfacht so die Umsetzung von Managementmaßnahmen nach Art. 19 VO (EU) Nr. 1143/2014. Die weitere länderspezifische Priorisierung, Umsetzung und abschließende Festlegung der konkreten Maßnahmen obliegt dem jeweiligen Bundesland.

# Anhang 12: Bilddokumentation des Einbaus einer Krepssperre

Quelle: Regierungsprasidium Karlsruhe

## Bilddokumentation

des Landschaftspflegetrupps beim RP KA Ref 56 Naturschutz und Landschaftspflege

**Titel:** Montage einer Krepssperre

**Datum:** 24. Juli 2018

**Gebiet:** Heubach, Heiligkreuzsteinach, RNK

**Pflegeziel:** Schutz der Steinkrebs Population

**Zielart:** Steinkrebs *Austropotamobius torrentium*

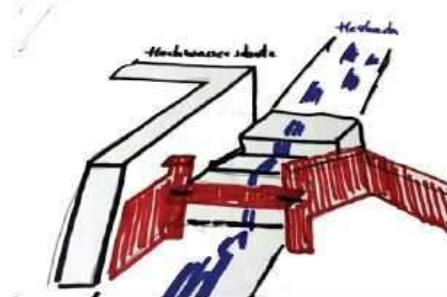
**Infos:** Die Krepssperre soll die Zuwanderung des Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* verhindern.

**Kosten:** knapp 1.000 Euro

**Aufwand:** 2 Ak - Vorbesprechung (5 h), Schablone und Testlauf (8 h), Endmontage (7 h)



Lage der Maßnahme.



Erste Handskizze.



Anlage vor Beginn der Maßnahme.



Mahd und Freistellung mit Freischneider.



Nach der Mahd.



Vorbereitung einer Schablone in der Werkstatt.



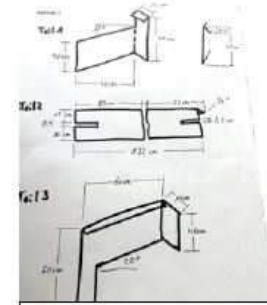
## Montage einer Krebssperre



Verlauf des Graben.



Ansicht mit der Schablone.



Skizze für den Schlosser.



Betonwand von Moos befreien.



Erste Löcher bohren.



Bohrloch ausblasen mit Druckluft.



Klebedübel einbringen.



Schrauben einsetzen und aushärten lassen.



Bleche vorbohren und Bohrlöcher ansenken.

### Montage einer Krepssperre



Mit wasserfestem Beton Öffnungen schließen.



Feinarbeit ist gefragt.



Moniereisen werden eingekürzt.



Moniereisen zur Diebstahlsicherung im Boden.



Einschlagen der Moniereisen.



Baustelleneinrichtung mit wasserableitenden Sandsäcken.



Steinkrebs



Arbeitsplatzeinrichtung

Zusammenstellung Ralf Gramlich

### Montage einer Krebsperre



Rückleitungsende in den Heubach



Befestigung an Betonmauer mit verklebten Hutmuttern.



Verbindung der 2 m langen Edelstahlbleche mit verklebter Schraubensicherung.



Gesamtansicht von Oben.



Ansicht gegen Fließrichtung.



Ansicht gegen Fließrichtung.



Ansicht in Fließrichtung.



Gesamtansicht mit Hochwasserschutz einrichtung.





