

9. INTERNATIONALES
FLUSSKREBS
FORUM

29. AUGUST - 1. SEPTEMBER 2019 IN SCHLESWIG



TAGUNGSBAND



Die alle zwei Jahre stattfindende Tagung des *forum flusskrebse* dient von Beginn an dem Austausch von Wissen zum Schutz der heimischen Flusskrebse. Über die Jahre entwickelten sich unter den Mitgliedern und Teilnehmern der Tagungen immer mehr Freundschaften, so dass diese Treffen auch ein Wiedersehen ermöglichen. Bei der Planung und Durchführung des 9. Internationalen Flusskrebsforums konnte noch niemand ahnen, welche Auswirkungen ein Virus auf alle öffentlichen Veranstaltungen haben kann. Umso dankbarer sind wir, dass unser Treffen so unbeschwert verlaufen konnte.

Die Entscheidung des Vorstandes, die Tagung des *forum flusskrebse* erstmalig hoch oben im Norden stattfinden zu lassen, wurde von uns als positive Herausforderung gesehen. Die Überlegung, den Teilnehmern möglichst viel von unserem Land zu zeigen, in Kombination mit Exkursionen zu Krebsprojekten, war uns neben dem Austausch über aktuelle Entwicklungen und Erkenntnisse zum Flusskrebschutz ein zentrales Anliegen. Auch der Tagungsort sollte möglichst ein Flair von Urlaub und Erholung ausstrahlen.

Die Suche nach dem Tagungsort war unproblematisch, schnell einigten wir uns auf Schleswig, da verschiedene Krebsprojekte gut von dieser Stadt zu erreichen sind. Innerhalb der Stadt Räumlichkeiten zu finden, die auch eine größere Zahl von Teilnehmern aufnehmen kann, erwies sich als schwieriger, da diese Stadt in der Regel nicht für Tagungen dieser Größenordnung in Anspruch genommen wird. Die A. P. Møller Skolen bot sämtliche Annehmlichkeiten, die von einem 60 Millionen Euro Geschenk der privaten Stiftung des dänischen Reeders Mærsk Mc-Kinney Møller zu erwarten sind – einschließlich einer perfekten Betreuung. Svend Duggen, Wissenschaftskoordinator an der A. P. Møller Skolen und seit 2017 mit seinen Schülern an einem Projekt zu den Edelkrebsen in der Schlei beteiligt, hat dies ermöglicht.

Zunächst hatten wir Zweifel, ob genügend Teilnehmer den Weg nach Schleswig-Holstein auf sich nehmen würden. Wir einheimischen Schleswig-Holsteiner wissen um das erbarungslose Wetter hier oben, und der frühe Tagungstermin Ende August ist auf dieses Wissen zurückzuführen. Auch die Kosten für Unterbringung etc. sind aufgrund der skandinavischen Preisgestaltung ungewöhnlich hoch, sodass eine Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt den Tagungsbeitrag auf ein Minimum zu reduzieren half. Diese Zweifel erwiesen sich glücklicherweise als vollkommen unbegründet. Insgesamt 87 TeilnehmerInnen aus 5 Nationen waren vom 29. August bis zum 1. September in Schleswig dabei und die gesamte Tagung verlief nicht nur aufgrund des guten Wetters ausgesprochen harmonisch.

Eröffnet wurde die Veranstaltung von Prof. Dr. Heinz Brendelberger mit einem kurzweiligen Abriss über die Natur- und Kulturgeschichte Schleswig-Holsteins. Das Programm mit abwechselnd vier Exkursionen und 18 Vorträgen (Themenschwerpunkte: Schutzmaßnahmen für heimische Flusskrebse, Krankheiten und Umweltbelastungen, invasive Arten und Krebsperren, Nutzung, Aquakultur und Aufzuchtprogramme) wurde durch drei parallele Workshops (Krebsperren, Vernetzung der Akteure im Flusskrebschutz, Perspektiven für die Flusskrebszucht) ergänzt. In dem nun vorliegenden Tagungsband sind erweiterte Zusammenfassungen der Vorträge und Workshops sowie Beiträge über die Exkursionen zusammengestellt. Der Tagungsband liefert damit, ebenso wie die Tagung selbst, einen aktuellen und wissenschaftlich fundierten Überblick über die momentane Situation heimischer und invasiver Flusskrebse in Deutschland und seinen Nachbarländern.

Wir möchten uns bei allen Vortragenden, Teilnehmenden und Unterstützern ganz herzlich bedanken. Sie alle haben zu einem sehr gelungenen 9. Internationalen Flusskrebsforum beigetragen!

Im Namen des Organisationsteams

Kai Lehmann & Helmut Jeske

Impressum

Tagungsband des 9. Internationalen Flusskrebsforums vom 29. August bis 1. September 2019 in Schleswig, Deutschland

Zitiervorschlag Gesamtwerk:

Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gGmbH (Hrsg.): 9. Internationales Flusskrebsforum. Beiträge zur Fachtagung des *forum flusskrebse* e.V., Schleswig, 2019, Seitenzahl [von – bis].

Zitiervorschlag Einzelbeitrag:

Name, Vorname Autor(en): Titel. Untertitel, in: Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gGmbH (Hrsg.): 9. Internationales Flusskrebsforum. Beiträge zur Fachtagung des *forum flusskrebse* e.V., Schleswig, 2019, Seitenzahl [von – bis]. DOI: 10.5281/zenodo.4134897

Herausgeber:

Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gemeinnützige GmbH
Süderweg 1 A, 24988 Oeversee
Tel. +49 4340 792 90 14
info@inrm.eu, www.inrm.eu

Veranstalter:

forum flusskrebse e.V.
Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gemeinnützige GmbH

Ein Projekt gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und mit freundlicher Unterstützung durch Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein, Landkreis Osnabrück, Engel-Netze, A. P. Möller Skolen, Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V., Lille Brauerei

Redaktion:

Kai Lehmann

Grafik und Layout:

Katrin Liebmann, Liebmann Feine Grafik, Lübeck

Druck:

Saxoprint GmbH, Dresden

Ausgabe:

Kiel, August 2020

© Institut für nachhaltiges Ressourcenmanagement gGmbH, *forum flusskrebse* e.V.



Inhalt

Beiträge & Referate

<i>Benjamin Waldmann</i> Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland	7
<i>Christian Liebau</i> Die Eiszeiten in Schleswig-Holstein	14
<i>Anne Schrimpf, Thomas Schmidt, Kathrin Theissing, Ralf Schulz</i> Edelkrebse in Schleswig-Holstein – die Exoten der gefährdeten Art	15
<i>Jürgen Herpin, Hennig Meyer</i> Fließgewässerentwicklung und Gewässerunterhaltung – Vorgehensweise und Erfahrungen im Einzugsgebiet der Hase, Niedersachsen	16
<i>Wolfgang Rötter</i> Die Strahlwirkung und die daraus resultierende Gefahr für den Edelkrebs	22
<i>Christoph Chucholl</i> Dürre und Hitze 2018: Auswirkungen auf Krebsbestände in Baden-Württemberg	24
<i>Anne Schrimpf</i> Krebspest – Hintergrund und Aktuelles	25
<i>Sina Tönges</i> Die Ausbreitung des Marmorkrebses – von Deutschland bis Madagaskar	27
<i>Jan Laurenz</i> Effekte von Umweltchemikalien auf die Reproduktion von Flusskrebsen	28
<i>Raphael Krieg, Christoph Vorburger, Hanna Hartikainen, Natalie Sieber, Alex King, Anna Weston, Armin Zenker</i> eDNA zum Nachweis der Krebspest und von Flusskrebsen – Erfahrungen aus der Schweiz	31
<i>Alexander Herrmann, Andreas Stephan, Andreas Martens</i> Overkill-Fallstudien zum Einfluss von <i>Faxonius immunis</i> auf das Makrozoobenthos in Kleingewässern	35
<i>Andreas Martens</i> Management des Kalikokrebses in Kleingewässern: Fehlschläge und Erfolge	38
<i>Franziska Wendler</i> Invasive showdown – Konkurrenz zwischen Kaliko- (<i>Faxonius immunis</i>) und Signalkrebsen (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	39
<i>Regina Biss, Geertje Binder</i> Modellprojekt „Krebssperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsen im Regierungsbezirk Freiburg und Karlsruhe“ und aktuelle Entwicklungen zu den Krebsvorkommen in beiden Regierungsbezirken	40
<i>Christian Tesini, Thomas Kreienbühl</i> Fischgängige Krebsperre?	45
<i>Steffen Teufel</i> Portrait „Krebsgarten Basthorst“ WARNOW WILDLIFE	50
<i>Rajko Thiele, Matthew James Slater</i> IDeA – Integration von Detrivoren in existierende Aquakulturproduktionsanlagen	55
<i>Klaus Hidde</i> Der <i>Procambarus clarkii</i> in Berlin	61
<i>Przemysław Śmietana, Marek Theus</i> Restocking of noble crayfish <i>Astacus astacus</i> in condition of co-existence with spiny-cheek crayfish <i>Faxonius limosus</i> in Sominko Lake, Kashubian Lakeland (NW Poland) – the results of the ongoing experiment ...	63

Rahmenprogramm

Workshops	64
Exkursionen	67
Tagungsprogramm	74



Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland

Einleitung

Im Rahmen der Masterthesis „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“ wurden erstmals vom Autor für Deutschland für alle heimischen wie invasiven gebietsfremden Flusskrebsarten mit dauerhaften Vorkommen im Freiland Verbreitungskarten auf Basis eines UTM-Rasters mit 10 x 10 Kilometer im Bezugssystem ETRS 89 vorgelegt. Grundlage der Arbeit waren umfangreiche Recherchen des Autors im Zeitraum Herbst 2018 – Frühjahr 2019 in allen Bundesländern. Nachfolgend finden sich unveränderte Originalauszüge aus der Masterthesis. Die Verweise etc. beziehen sich auf die Gliederung der Originalarbeit. Datenstand der Karten ist Ende März 2019.

Alle Einzelnachweise aus den Bundesländern wurden qualitätsgesichert 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 Umweltischen der Arten (Chucholl, 2017), 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 Flusskrebsarten in Deutschland besser dokumentieren zu können.

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 ge-

stellten 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).

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, Petrussek & Kozák, 2014).

Im Folgenden wird die Verbreitung der ICS in Deutschland, auf Basis der Recherchen, vorgestellt.

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, Burk & Hill (2008) in historischer Zeit in nahezu allen Gewässern in typischerweise sehr individuenreichen Beständen vorhanden.

A. astacus ist heute noch in ganz Deutschland präsent (Abb. 1). 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, 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,

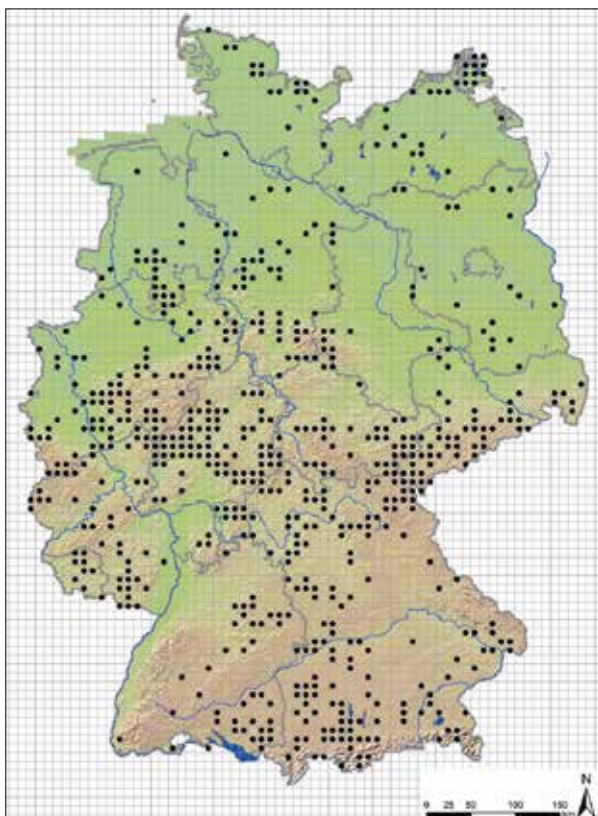


Abb. 1: Verbreitung von *A. astacus* in Deutschland



Abb. 2: Verbreitung des *Austropotamobius pallipes*-Artkomplexes in Deutschland

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 zurückgehen, 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, 2019, *schriftliche Mitteilung*).

Austropotamobius pallipes – Artkomplex (Dohlenkrebse)

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 (Abb. 2). Dabei handelt es sich um zwei disjunkte Verbreitungszen-

tren (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 Mittelläufen 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.

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.

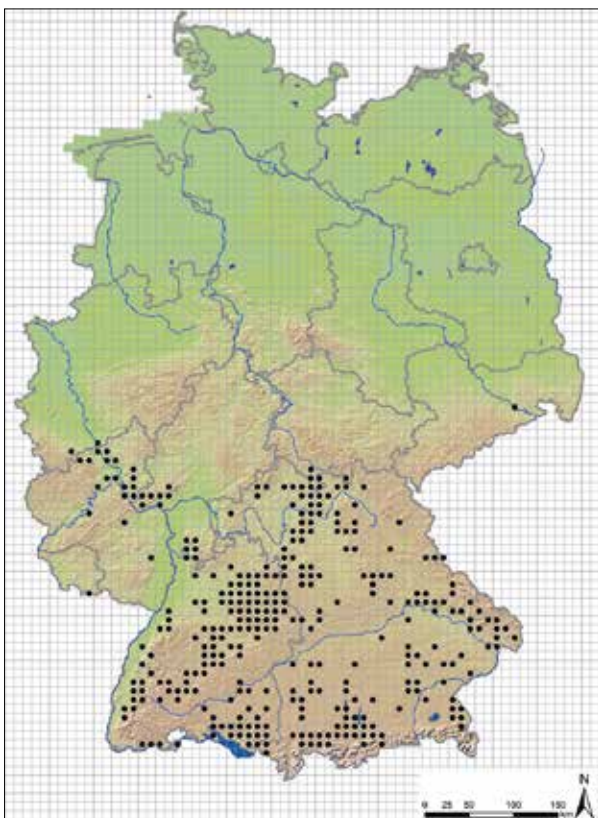


Abb. 3: Verbreitung des *Austropotamobius torrentium*-Artkomplexes in Deutschland

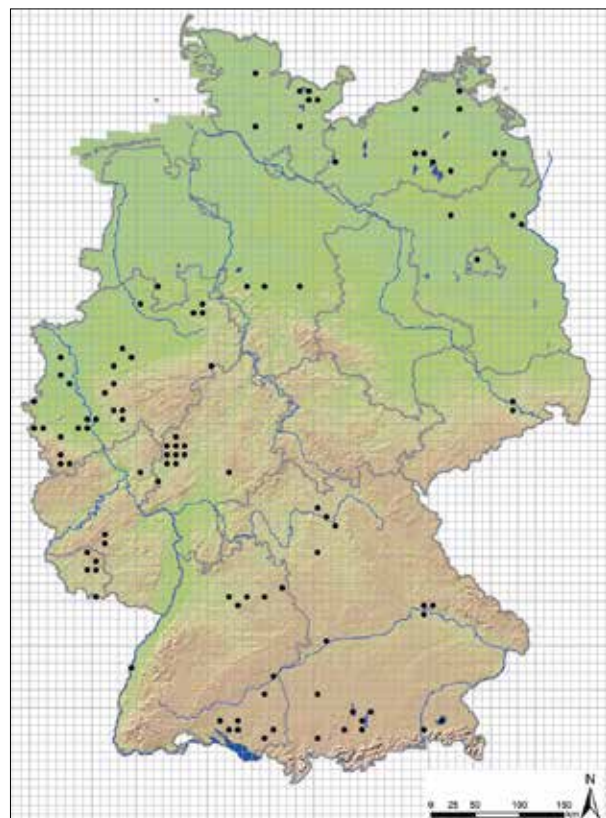


Abb. 4: Verbreitung des *Pontastacus leptodactylus*-Artkomplexes in Deutschland

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 (Abb. 3) 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. Eine Population von *A. torrentium* ist südlich von Dresden bekannt (Martin, Pfeifer & Füllner, 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 Populationen von *A. torrentium* in Nordrhein-Westfalen sind die Prognosen schlecht (Groß, Persch & Poetschke, 2014). „Sollte es nicht gelingen, die Bestandssituation des Steinkrebsees 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, 2019, 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, 2018). 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 (Pfeif-

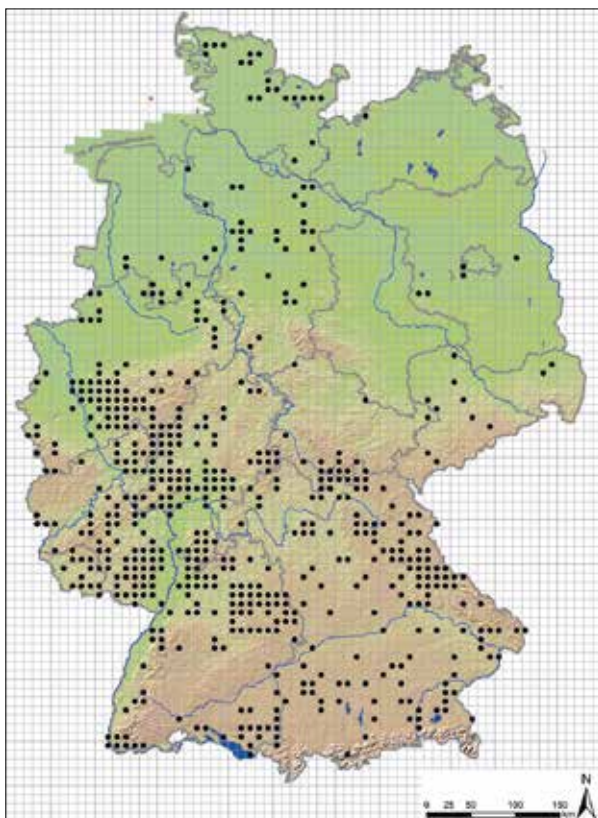


Abb. 5: Verbreitung von *Pacifastacus leniusculus* in Deutschland

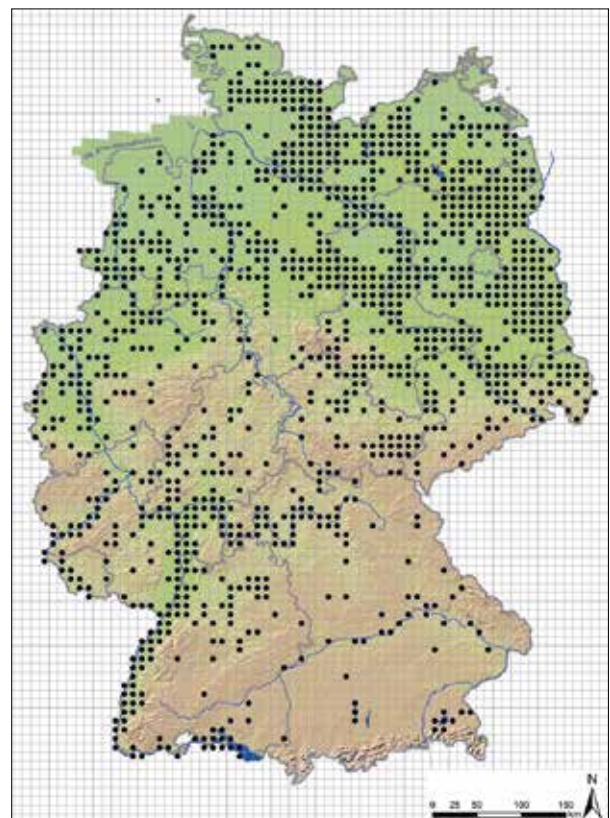


Abb. 6: Verbreitung von *Faxonius limosus* in Deutschland

fer, 2019b), in einem anderen Fall war die Gewässerverschmutzung durch massiven Gülleeintrag die Ursache (Pfeiffer, 2015). 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 (Henings, 2008; Berg, 2019, schriftliche Mitteilung).

Invasive gebietsfremde Flusskrebsarten (NICS)

Es werden nachfolgend nur die invasiven NICS aufgeführt, für die Nachweise im Rahmen der Recherche für Deutschland vorgelegt wurden. 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., 2010), hier *P. leniusculus*, *F. limosus* und *P. clarkii*. Als „New NICS“ werden Arten bezeichnet, die nach 1980 nach Europa gelangten (Holdich et al., 2010), hier *F. immunis* und *P. virginalis*. Da *P. leptodactylus* in Deutschland außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes in Osteuropa vorkommt, wird er als NICS geführt.

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

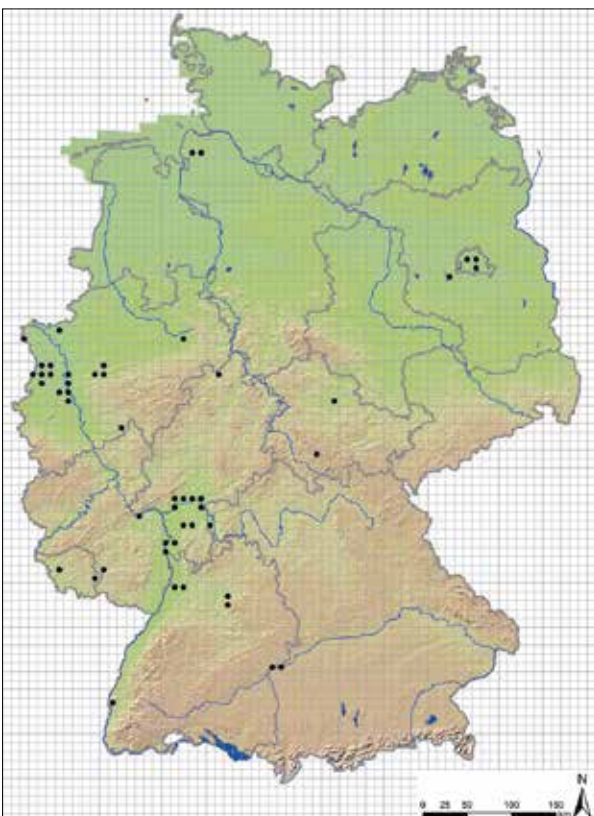


Abb. 7: Verbreitung von *Procambarus clarkii* in Deutschland

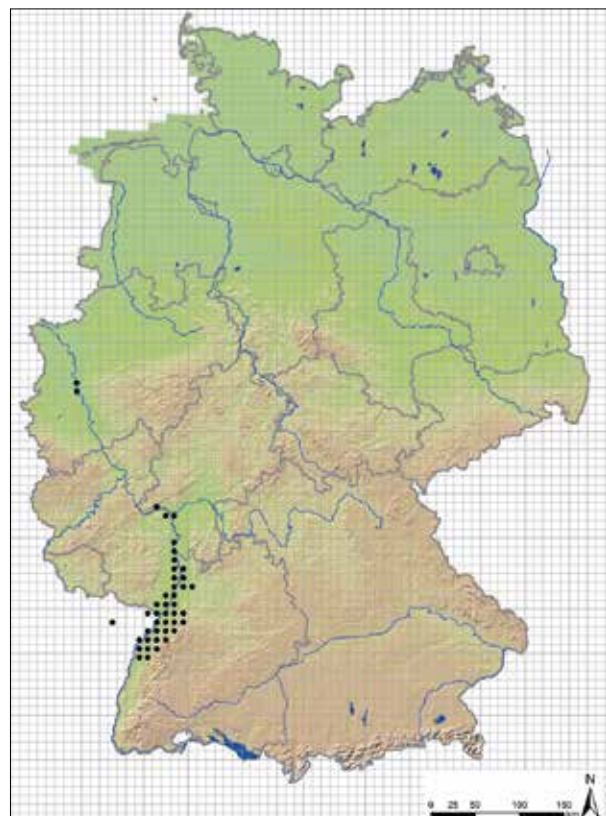


Abb. 8: Verbreitung von *Faxonius immunis* in Deutschland und Frankreich

Niedersachsen sowie in den Hansestädten Bremen und Hamburg. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 104 UTM-Rasterzellen vor (Abb. 4). 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.

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 (Abb.



Abb. 9: Verbreitung von *Procambarus virginalis* in Deutschland.

5). 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, 2017).

Faxonius limosus (Kamberkreb)

In Deutschland ist *F. limosus* die am weitesten verbreitete NICS. Sie ist die einzige Flusskrebsart, die in allen Bundesländern präsent ist. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 1276 UTM-Rasterzellen vor (Abb. 6). 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.

Procambarus clarkii (Roter Amerikanischer Sumpfkreb)

In Deutschland ist *P. clarkii* nur lokal und disjunkt verbreitet. Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 50 UTM-Rasterzellen vor (Abb. 7). 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.

Faxonius immunitis (Kalikokreb)

Erste Nachweise von *F. immunitis* in Europa gelangen in Deutschland (und erstmals in Europa) 1997 südlich von Karlsruhe (Dußling & Hoffmann, 1998). Die Etablierung der Art steht möglicherweise im Zusam-

menhang 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 Gesamtbreitung 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. mmiunis* liegt aktuell im Rheintal zwischen Offenburg (Baden-Württemberg) und Mainz (Rheinland-Pfalz) (Abb. 8). Dort besiedelt er nahezu alle Bäche, Altarme, Kanäle und Gräben der linksrheinischen Tieflage des Oberrheintals zwischen Lauterbourg (Frankreich) und Speyer (Rheinland-Pfalz). Rechtsrheinisch ist die Situation zwischen Kehl und Mannheim ähnlich (Martens, 2018). Insgesamt liegen Nachweise der Art aus 41 UTM-Rasterzellen in Deutschland vor.

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 (Abb. 9) 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.

Ansprechpartner

M. Sc. Angew. Umweltwissenschaften/
Dipl.-Ing. (FH) Umweltsicherung Benjamin Waldmann
Regierungspräsidium Stuttgart, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart,
Deutschland
benjamin.waldmann@rps.bwl.de

Kostenloser Download der Masterthesis

unter folgendem Link: <https://cloud.landbw.de/index.php/s/gnFBb4R5bceAPP8>

Literatur

- Albrecht H. 1983. Besiedlungsgeschichte und ursprünglich holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse. *Spixiana* 6: 61-77.
- Alekhnovich A. & Buřić M. 2017. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet. *Orconectes limosus*, https://www.nobanis.org/globalassets/species/in_fa/orconectes-limosus/orconectes-limosus.pdf.
- Berg T. 2019. Steinkrebspopulationen in Hessen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 20.03.2019.
- Bohl E. 2011. Der Steinkrebs in Bayern. Forum Flusskrebse 16: 36-42.
- Bürkle S. 2018. Schutz des Steinkrebises (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) – Bestandsaufnahme und Maßnahmenplanung zur Sicherung eines Steinkrebsbestandes im Kohlhaubächle (Bretsch-System, Baden-Württemberg). Bachelorarbeit, Hochschule Osnabrück, Osnabrück.
- 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. 2016. The bad and the super-bad. Prioritizing 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. 2017. 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. 2019a. Dohlenkrebse in Baden-Württemberg. mündliche Mitteilung durch Telefonat am 18.03.2019.
- Chucholl C. 2019b. Krebspestausbruch in einer Meta-Population von *A. pallipes* im Schwarzwald östlich von Freiburg. mündliche Mitteilung per Telefonat vom 28.03.2019.
- Chucholl C. & Brinker A. 2017. Der Schutz der Flusskrebse - ein Leitfadens. Stuttgart.
- 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., Beinsteiener D., Fritsch S., Morelle S. & L'Hospitalier M. 2012. Première observation en France de l'Écrevisse 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) 2011-2012: 18-36.
- Dümpelmann C. 2019. Galizischer Sumpfkrebs in Hessen. Schutzmaßnahmen für Flusskrebse in Hessen. schriftliche Mitteilung per Mail vom 07.03.2019.
- Dußling U. & Hoffmann C. 1998. First discovery of a population of *Orconectes immunis* in Germany. In: IAA Newsletter. The official newsletter of the International Association of Astacology 20 (4): 5.
- Edelkrebsprojekt NRW 2018. Neue Flusskrebse in NRW entdeckt. Natur in NRW (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) 4/2018: 9.
- Füreder L. (Hrsg.) 2009. Flusskrebse. Biologie - Ökologie - Gefährdung. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Gaumert D. & Kämmerer 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 Flusskrebse breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia*, 56: 15-25.
- Gimpel K. 2006. Landesweites Artgutachten für den Edelkrebse. Artgutachten 2005, Marburg.
- 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 Steinkrebse, *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK 1803).
- 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., Burk C. & Hill A. 2008. Die Flusskrebsefauna in NRW. Natur in NRW (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). 4/2008.
- Groß H., Persch G. & Poetschke A. 2014. Wird der Steinkrebse in NRW überleben? Natur in NRW (Ed Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). 3/2014: 27-31.
- Heinz P. 2019. 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).
- 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., Stephan A. & Martens A. 2018. Erste Funde des Kalikokrebse *Faxonius immunis* in Hessen (Crustacea, Cambaridae). *Lauterbornia* 85: 91-94.
- Holdich D.M., Reynolds J.D., Souty-Grosset C. & Sibley P.J. 2010. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395: 11 doi:10.1051/kmae/2009025.
- Kouba A., Petrussek 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.
- Kubaczynski K. 2018. Verbreitung der Flusskrebse in Sachsen-Anhalt. mündliche Mitteilung per Telefonat.
- Martens A. 2018. Biologie und aktuelle Verbreitung des Kalikokrebse in Europa. In: Abstracts Fachtagung Management des invasiven Kalikokrebse zum Schutz von Libellen und Amphibien in Kleingewässern (Ed PH Karlsruhe).
- Martin P., Pfeiffer 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.
- 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: Astacidae: Cambaridae: *Orconectes*: Subgenus *Faxonius*] in the Serbian Part of the River Danube. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* 20: 53-56 doi:10.1080/13102818.2006.10817304.
- Pfeiffer M. 2015. Detailkartierung und Maßnahmenplanung für den Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. 2017. Schutz des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis und östlichen Land- und Stadtkreis Heilbronn, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. 2018. Schutz des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2018, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. 2019a. Abschlussbericht Machbarkeitstudie „Krebsperren“, unveröffentlichter Projektbericht.
- Pfeiffer M. 2019b. „Aktionsprogramm Steinkrebse“ im Ostalbkreis und im Landkreis Schwäbisch Hall. Detaillierte Erfassung und Maßnahmenplanung 2018, unveröffentlichter Projektbericht.
- Schleich S. 2016. Zur aktuellen Situation des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) in Rheinland-Pfalz. *RANA - Mitteilungen für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik* 17: 91-93.
- 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.
- Schrimpf A. 2019. Genetik des Edelkrebse in Europa und Deutschland. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 01.03.2019.
- 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., Pärulescu 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.
- Schulz H., Gross H., Dümpelmann C. & Schulz R. 2009. Flusskrebse in Deutschland. In: *Flusskrebse. Biologie - Ökologie - Gefährdung* (Ed L. Füreder). S. 71-81. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol, Bozen. Folio-Verl., Wien Bozen.
- Souty-Grosset C., editor 2006. Atlas of crayfish in Europe. Collection patrimoines naturels. Publ. Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Völker (LfULG) F. 2019. Flusskrebse in Sachsen. schriftliche Mitteilung per E-Mail vom 03.01.2019 und 05.03.2019.
- 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 Kamenitz* (Ed Museums der Westlausitz). Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz, 35: 3-6, Kamenitz.
- Zettler M.L. 2019. Flusskrebse in Mecklenburg-Vorpommern.

Die Eiszeiten in Schleswig-Holstein

Überlebten die Edelkrebse in Schleswig-Holstein die Eiszeit? In dem Vortrag gibt der Referent einen erdgeschichtlichen Abriss über die geologische Entwicklung Schleswig-Holsteins der letzten zwei Millionen Jahre. Hierdurch soll veranschaulicht werden, welche Lebensbedingungen die Vorfahren der heutigen Edelkrebse während der unterschiedlichen Kalt- (Eis-) und Warmzeiten in Nord- und Mitteleuropa antrafen. Der Fokus liegt hierbei auf der Beschreibung der klimatischen Bedingungen, der dominanten Landschaftsformen sowie der Verbreitung von Eis, Vegetation sowie von aquatischen Lebensräumen (Seen/Flüsse/Meere). Zum Schluss werden die heute vorherrschenden Natur-/Landschaftsräume Schleswig-Holsteins sowie die verantwortlichen geologischen Entstehungsprozesse erläutert.

Das „Eiszeitalter“ oder auch Quartär, das vor etwa zwei Millionen Jahren begann, ist durch einen ständigen Wechsel von langen Kaltzeiten und vergleichsweise kurzen Warmzeiten charakterisiert. Mit den starken Klimaschwankungen gingen enorme Landschaftsveränderungen einher, die das heutige Erscheinungsbild Schleswig-Holsteins sowie weite Teile Nord- und Mitteleuropas dominieren.

Während der ersten großen Vereisung, der Elster-Kaltzeit (475.000 bis 370.000 Jahre vor heute (J.v.h.)), sank der Meeresspiegel stark, sodass weite Teile der heutigen Nordsee trocken lagen. Die skandinavischen Gletscher stießen bis zu den Mittelgebirgen vor und gruben tiefe Rinnenstrukturen in den präquartären tertiären Untergrund. Anschließend kam es während der Holstein Warmzeit zu einem Rückzug der Gletscher und einem Vordringen des Holstein Meeres bis tief ins heutige Schleswig-Holstein. An Land waren dominant Nadelwälder verbreitet.

Nach etwa 23.000 Jahren kam es mit der Saale-Kaltzeit (347.000 bis 128.000 J.v.h.) zu einem erneuten Vordringen der Gletscher bis an die Mittelgebirge. Südengland blieb, wie auch schon während der Elster-Kaltzeit eisfrei. Der Meeresspiegel sank. Die Hohe Geest im westlichen Schleswig-Holstein mit ihren Endmoränen ist ein Überbleibsel der Saale-Kaltzeit. Auf die Saale-Kaltzeit folgte erneut eine Warmzeit, die Eem-Warmzeit (128.000 bis 115.000 J.v.h.). Der Meeresspiegel stieg und das Eem-Meer überflutete weite Teile Schleswig-Holsteins und des Ostseeraums. In den eisfreien Gebieten breiteten sich Wälder aus und in den Niederungen entstanden Moore.

Nach dieser kurzen Warmzeit kühlte sich das Klima wieder ab. Der Meeresspiegel sank erneut stark. Die Gletscher drangen in dieser Weichsel-Kaltzeit (115.000 bis 11.700 J.v.h.) nur noch bis an die Elbe vor. Das Material, das mit dem Eis aus Skandinavien herantransportiert wurde, blieb beim Rückzug/Abschmelzen der Gletscher zurück und formte das heutige östliche Hügelland. Ein weiteres Überbleibsel der Weichsel-Kaltzeit sind die Zungenbecken der ehemaligen Gletscher, die die Förden der heutigen Ostsee bilden. Im Holozän (11.700 J.v.h. bis heute) wurden diese durch die Entstehung der Ostsee geflutet. Weiterhin riss durch Erosion der kreidezeitlichen Ablagerungen die Landbrücke nach Großbritannien im Bereich des heutigen Ärmelkanals vor etwa 8.300 Jahren ab. Die Nordsee entstand in ihrer heutigen Form. An der deutschen Nordseeküste bildeten sich das Wattenmeer und die Marsch aus.



Ansprechpartner

Dr. Christian Liebau
GeoSystem GmbH, Flintkampsredder 10 C, 24106 Kiel,
Deutschland
cl@geosystem-kiel.de

Edelkrebse in Schleswig-Holstein – die Exoten der gefährdeten Art

Während den Eiszeiten war der Großteil Mitteleuropas mit Eis bedeckt und limnische Arten waren weitestgehend verschwunden. Vielen limnischen Arten überdauerten die Kälteperioden in Südeuropa im eiszeitlichen Refugien. Typisch für die eiszeitlichen Refugien ist die noch heute vorhandene hohe genetischen Diversität der Arten in diesen Regionen, sowohl auf mitochondrieller als auch auf nuklearer DNA Ebene.

Der Edelkrebs (*Astacus astacus*) überdauerte das letzten glazialen Maximum (Weichsel-Kaltzeit, 115.000 bis 11.700 J.v.h.) in Südosteuropa. Die nacheiszeitliche Wiederbesiedlung der mitteleuropäischen Gewässer fand wie bei vielen anderen limnischen Arten entlang der Donau statt. Durch die Wiederbesiedlung durch einige Gründertiere kam es zu einem 'bottleneck', einer genetischen Verarmung der nördlichen Regionen. Dieses genetische Muster ist auch noch heute beim Edelkrebs erkennbar: Die genetische Diversität nimmt generell von Südosteuropa nach Nordeuropa ab. Eine Ausnahme bilden die Edelkrebse in zwei Regionen: in Südwestdeutschland/im Osten Frankreichs und in Norddeutschland (Schleswig-Holstein). In diesen Regionen kommen auch private Haplotypen und Allele vor, die bisher europaweit in keinen anderen Gebieten gefunden wurden.

Eine Erklärung für die lokale hohe genetische Diversität und die privaten Haplotypen und Allele könnte ein Überdauern der Edelkrebse während dem Weichsel-Kaltzeit in eisfreien Gewässern dieser Regionen gewesen sein. Denkbar ist auch ein Überdauern der Edelkrebse im heutigen England und eine erneute Besiedlung von Schleswig-Holstein über die heutige Nordsee, die damals weitestgehend trocken lag.

Laut der Biodiversitätskonvention, die von 196 Ländern unterzeichnet wurde, soll neben der Vielfalt zwischen den Arten auch die Vielfalt innerhalb der Arten erhalten werden. Edelkrebspopulationen mit hoher genetischer Diversität und privaten Haplotypen/Allelen sind daher besonders schützenswert.



Ansprechpartnerin

Dr. Anne Schrimpf

Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften,
Fortstrasse 7, 76829 Landau, Deutschland

schrimpf@uni-landau.de

Fließgewässerentwicklung und Gewässerunterhaltung – Vorgehensweise und Erfahrungen im Einzugsgebiet der Hase, Niedersachsen

Einleitung

Die vier Unterhaltungsverbände entlang der Hase (96 - Hase-Bever, 97 - Mittlere Hase, 98 - Hase-Wasseracht und 99 - Untere Hase) arbeiten bereits seit Anfang der 1990er Jahre eng mit den Landkreisen Cloppenburg, Vechta, Emsland, Osnabrück und der Stadt Osnabrück zusammen. Die Hauptaufgabe der Unterhaltungsverbände ist und bleibt der ordnungsgemäße Wasserabfluss. Das Aufgabenfeld ist allerdings noch deutlich vielfältiger. Die Unterhaltungsverbände entlang der Hase haben bereits sehr früh auf Eigeninitiative damit begonnen, gewässerökologische Maßnahmen umzusetzen. Hierzu zählen u.a. eine angepasste Unterhaltung, die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit, die Sicherung von Gewässerrandstreifen und die Herstellung von Sekundärauen. Mit dem Umbau von Sohlabstürzen in Sohlgleiten wird gewährleistet, dass z. B. Fische und Makrozoobenthos frei wandern können. Die Sicherung von Gewässerrandstreifen hält unerwünschte Stoffe z. B. aus intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen vom Fließgewässer fern und die Schaffung von Sekundärauen fördert das Artenreichtum, erhöht den Hochwasserschutz und trägt zur Reinigung des Wassers bei.

Die Gewässerunterhaltung wurde in den vergangenen Jahren an die aktuellen Anforderungen des Natur- und Artenschutzes angepasst. Die Unterhaltungsverbände arbeiten heute nach dem Leitsatz: „Unterhaltung nur dort, wo es erforderlich ist.“

Dachverband Hase

Der Dachverband Hase wurde im Jahr 2002 als Wasser- und Bodenverband nach dem Wasserverbandsgesetz gegründet. Hauptaufgabe laut Satzung ist die Interessenvertretung der Mitglieder bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) und die Vertretung nach außen. Nach Ablauf des ersten Berichtszeitraumes der WRRL in 2015 ist deutlich geworden, dass die Umsetzungsziele der Richtlinie nur unzureichend erfüllt wurden. Für den zweiten Berichtszeitraum bis 2021 hat das Land Niedersachsen

das Projekt „Gewässerallianz Niedersachsen“ gestartet, das insbesondere konkrete Maßnahmen an den ausgewählten Schwerpunktgewässern umsetzen soll.

Der Dachverband Hase hat sich im Rahmen eines vom Land Niedersachsen initiierten Interessenbekundungsverfahrens um die Anteilfinanzierung der Stelle eines Gewässerkoordinators bemüht und Anfang des Jahres 2015 nach erfolgreicher Bewerbung einen Zuwendungsvertrag mit dem Land Niedersachsen abgeschlossen. Der Dachverband hat somit im Rahmen des Projektes „Gewässerallianz Niedersachsen“ das operative Geschäft für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Einzugsgebiet der Hase übernommen. Das ca. 3.000 km² große Verbandsgebiet erstreckt von der Quelle bis zur Mündung der Hase über mehrere unterschiedlich geprägte naturräumliche Einheiten. Von den mittelgebirgsähnlichen Strukturen des Teutoburger Waldes und des Wiehengebirges im Süden, über die Endmoränenzunge der Dammer Berge/Ankumer Höhen mit dem Urstromtal der Hase, den Grundmoränenflächen des südlichen Oldenburgischen Münsterlandes bis zum Niederungsgebiet der Ems, wird ein großer Teil der in Niedersachsen vorkommenden Landschaftsräume tangiert. Dadurch ergibt sich das Vorhandensein sehr unterschiedlich geprägter Fließgewässertypen (Tab. 1).

Für die Finanzierung der Maßnahmen stehen Fördermittel des Landes zur Verfügung. Der Dachverband kann effektiv Fördermittel beantragen und Maßnahmen zur Entwicklung von Fließgewässern planen und durchführen. Aber auch durch die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft können Fließgewässerentwicklungen finanziert werden. Angesichts des aktuell hohen Flächendrucks lassen sich durch diese linearen Maßnahmen flächenschonende Eingriffskompensationen realisieren. Des Weiteren können Geldmittel über Umweltstiftungen beantragt und abgerufen werden.

Konkret sollen an und in den vom Land Niedersachsen definierten Schwerpunktgewässern die vorhandenen Defizite z. B. durch Herstellung der biologischen Durchgängigkeit, Anlegen von Sekundärauen, Förderung der Gewässereigendynamik und durch die An-

lage von Gewässerrandstreifen beseitigt werden. Auch eine angepasste Gewässerunterhaltung dient der Erreichung der Umsetzungsziele. Letzteres kann aber nur ein „unterstützendes Mittel“ sein, denn alleine durch beobachtende Unterhaltung sind die Ziele der EU-WRRL nicht zu erreichen.

Grundlagen

Das in 2006 veröffentlichte, zur seiner Zeit landesweit einmalige Pilotprojekt „Löninger Mühlenbach auf dem Weg zum guten ökologischen Potential“ ist die Grundlage für die Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen. Entsprechend der EU-WRRL sind in diesem Pilotvorhaben Möglichkeiten gefunden worden, unter Berücksichtigung der bestehenden Standortfaktoren und Nutzungen sowie der vorgegebenen Leitbilder entlang des Mühlenbaches, angepasste Umweltziele zu planen und zu entwickeln. Erstmals lag damit eine konkrete Ausarbeitung vor, wie die von der Europäischen Union vorgeschriebenen Ziele zur ökologischen Verbesserung von Fließgewässern auch praktisch erreicht werden können.

Mittlerweile sind im Einzugsgebiet der Hase insgesamt neun Gewässerentwicklungspläne (GEPL) über den Dachverband in Auftrag gegeben, begleitet, abgerechnet und veröffentlicht worden. Über eine Bestandsaufnahme und einer Bewertung mit Defizitanalyse werden in den Arbeiten detaillierte Maßnahmenplanungen dokumentiert.

Gewässerentwicklungspläne im Dachverbandsgebiet:

- Eggermühlenbach (WK 02060 und 02061), LK Osnabrück
- Wierau (WK 02002), LK Osnabrück
- Thienermühlenbach (WK 02067), LK Osnabrück
- Calhorer Mühlenbach (WK 02028 und 02029), LK Cloppenburg
- Lager Bach (WK 02048), LK Emsland
- Trensampsbach und Mühlener Mühlenbach (WK 02016), LK Vechta
- Bakumer Bach (WK 02021 und 02023) mit Schierenbach (WK 02020 und 02021), LK Vechta
- Südradde (WK 02033, 02034, 02036 und 02041), LK Emsland
- Düte mit Leedener Mühlenbach und Goldbach (WK 02006), LK Osnabrück/Stadt Osnabrück

Der Landkreis Osnabrück/Stadt Osnabrück haben je einen GEPL für den Königsbach und den Aubach erstellen lassen. Für drei weitere Gewässer befinden sich GEPL in Bearbeitung (Lotter Beeke im Landkreis Emsland, Schlochter Bäke im Landkreis Vechta und Nette mit Lechtinger Bach im Landkreis/Stadt Osnabrück). Die Gewässerentwicklungspläne sind mit einem 90 % Anteil aus dem Förderprogramm Fließgewässerentwicklung des Landes finanziert worden. Den 10 % Eigenanteil hat der Dachverband von seinen Mitgliedern bzw. Kooperationspartnern eingeworben. Für die Beseitigung von Wanderhindernissen in den Bereichen der Schelenburg und des Gutes „Eggermühlen“ hat der Dachverband auf Grundlage der Gewässerentwicklungspläne Machbarkeitsstudien in Auftrag gegeben und veröffentlicht.

Tab. 1: Die Fließgewässertypen im Dachverbandsgebiet

Gewässertyp	Beschreibung	Ökoregion
Typ 6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirge (Wiehengebirge und Teutoburger Wald)
Typ 15	sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss	Oldenburger Münsterland / Emsland
Typ 18	löß- und lehmgeprägte Tieflandbäche	Oldenburger Münsterland / Emsland
Typ 11	organisch geprägte Bäche	Moore und Niedermoore im Emsland
Typ 15_g	sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss	Moore und Niedermoore im Emsland
Typ 14	sandgeprägte Tieflandbäche	Artland und Bramsche Sandebene
Typ 15	sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss	Artland und Bramsche Sandebene
Typ 14	sandgeprägte Tieflandbäche	Ankumer Höhen / Dammer Berge
Typ 16	kiesgeprägte Tieflandbäche	Ankumer Höhen / Dammer Berge



Abb. 1: Sohlabsturz in der Lotter Beeke im Landkreis Emsland vor (links) und nach Schaffung der Durchgängigkeit durch Herstellung einer Sohlgleite (rechts)



Abb. 2: Einengung des Gewässerprofils durch den Einbau von Faschinen und einem Kies-/Lehmgemisch im Schierenbach, Landkreis Vechta



Abb. 3: Einbau von Kies-Strömunglenkern im Calhorer Mühlenbach im Landkreis Cloppenburg (links) und Einbau von Strömunglenkern in der Bever, Landkreis Osnabrück (rechts)

Maßnahmen zur Fließgewässerentwicklung

Biologische Durchgängigkeit

Die Schaffung der biologischen Durchgängigkeit für die aquatischen Arten durch Umbau von Sohlabstürzen in Sohlgleiten ist die primäre Aufgabe der Gewässerentwicklung. Da diese Maßnahmen in der Regel im Gewässerprofil realisierbar sind bedarf es keiner weiteren Flächensicherung (Abb. 1). Die Umsetzung kann im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt werden, sofern die hydraulischen Verhältnisse nicht erheblich verändert werden.

Gewässerprofil einengen

Die Gewässer in der Kulturlandschaft haben sich im Laufe der Zeit z. T. erheblich verbreitert. Die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit und die damit einhergehende Sedimentierung der Gewässersohle sind die negativen Folgen. Durch die Herstellung eines eingegengten Fließgewässerprofils im Rahmen der Gewässerunterhaltung durch den Einbau von Faschinen, Baumstubben und Stammholz (Weichsubstrat) und einem Kies-/Lehmgemisch (Hartssubstrat) kann dieser Entwicklung entgegengewirkt werden (Abb. 2).

Einbau von Hart- und Weichsubstraten

Durch den Einbau von Kies (Hartsubstrate) und Totholz (Weichsubstrate) als Strömunglenker können die Gewässerstrukturen erheblich verbessert werden und gleichzeitig Lebensraum z. B. für viele Arten der Wirbellosenfauna geschaffen werden. Parallel wird dadurch die Eigendynamik des Gewässers umfassend gefördert (Abb. 3).

Gewässerverlegung

Die Revitalisierung unserer beeinträchtigten Fließgewässer macht mitunter eine Neuverlegung des Gewässerprofils erforderlich. Dabei können die Vorgaben der jeweiligen Leitbilder uneinge-

schränkt berücksichtigt werden. Diese sehr flächenintensiven Projekte erfordern jedoch im Hinblick auf die Flächenverfügbarkeit und Finanzierung eine lange Planungszeit.

Verlegung in den Ursprungsverlauf

Unter Zuhilfenahme historischer Karten (z. B. Preußische Landaufnahme) können Gewässerabschnitte in ihren historischen Verlauf zurückverlegt werden. Oft finden sich in den lokalisierten Bereichen fließgewässertypische Elemente, die bei der Umsetzung der Maßnahmen nutzbar gemacht werden können. Nachteilig ist, dass sich die Höhenlagen der Gewässer im Gelände durch die umfassende Melioration der Kulturlandschaft nur schwer wiederherstellen lassen (Abb. 4).



Abb. 4: Rückverlegung des Schierenbaches in den historisch nachgewiesenen Verlauf, Landkreis Vechta

Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen und die Anlage von gewässerbegleitenden Gehölzsäumen erfüllen eine wichtige Pufferfunktion hinsichtlich der Reduzierungen von negativen Einflüssen aus benachbarten Flächen. Gleichzeitig kann die Beschattung des Gewässerprofils die Gewässerunterhaltung minimieren. In den kommenden Jahren soll eine verstärkte Zusammenarbeit mit den Landvölkern aus der Region dazu führen, dass mehr Gewässer einen Gewässerrandstreifen erhalten und somit das Fließgewässer vor schädlichen Einträgen z. B. aus der Landwirtschaft geschützt werden (Abb. 5).



Abb. 5: Unterschiedliche Ausprägungen von Gewässerrandstreifen am Wehdemühlenbach (links) und Haseoberlauf (rechts)

Umgehungsgerinne

Insbesondere bei ehemaligen Mühlenstandorten lassen sich Maßnahmen zur Förderung der ökologischen Durchgängigkeit aufgrund bautechnischer, hydraulischer und rechtlicher Vorgaben nur durch den Bau eines Umgehungsgerinnes umsetzen. Dabei sind die Parameter des jeweiligen Gewässertyps zu berücksichtigen (Abb. 6).

Sekundärauen



Abb. 6: Mühlenabsturz im Reitbach und Umgehungsgerinne im selben Gewässer (rechts), beides Landkreis Osnabrück

Der Neugestaltung von Auen- und Niederungsgebieten kommt in der Fließgewässerentwicklung eine besondere Rolle zu. Neben der Schaffung von Lebensräumen für aquatische, amphibische und terrestrische Arten und Lebensgemeinschaften sollen in diesem, zu meist sich selbst überlassenen Bereichen konsequent Nährstoffe, Sedimente und Eisenocker zurückgehalten und z. T. über natürliche Prozesse abgebaut werden. Eine unmittelbare Belastung des Fließgewässers kann dadurch erheblich minimiert werden. Gleichzeitig können in der Sekundäraue deutliche Vorteile bei Hochwasser- bzw. Starkregenereignissen konstatiert werden (Abb. 7).

Auenrevitalisierung

Zielsetzung einer Auen revitalisierung ist das uneingeschränkte Wechselspiel zwischen Fließgewässer und seinen unmittelbar angrenzenden Flächen. Im Einzugsgebiet der Hase sind in den Landkreisen Cloppenburg und Osnabrück drei Projekte (Flächengrößen: ca. 1 ha, 10 ha bzw. ca. 50 ha) durch die Rückverlegung von Hochwasserschutzanlagen und die Anlage von auentypischen Elementen realisiert worden. Die Umsetzung von Maßnahmen zur Auenentwicklung haben naturgemäß eine lange Planungs- und Vorbereitungszeit. Neben den wasserrechtlichen Anforderungen sind insbesondere die Beschaffung und Sicherung der Projektflächen und die Finanzierung der Baumaßnahmen primär abzarbeiten.

Angepasste Gewässerunterhaltung

Im Rahmen der pflichtgemäßen Gewässerunterhaltung können die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch eine dem Gewässercharakter angepasste Bearbeitung positiv beeinflusst werden. Dabei ist die Verpflichtung für einen ordnungsgemäßen Wasserabfluss Sorge zu tragen, uneingeschränkt zu berücksichtigen. Dabei gehören z. B. die Stromstrichmahd, das Belassen von Vegetationsstrukturen im und am Gewässer und eine beobachtende Unterhaltung schon zur gängigen Praxis.

Die von den Unterhaltungsverbänden jährlich aufgestellten, fachlich qualifizierten Unterhaltungspläne dienen hierbei als Arbeitsplan, als Kalkulationsgrundlage und nicht zuletzt als Dokumentationsinstrument. Des Weiteren ist es unbedingt erforderlich, über intensive



Abb. 7: Herstellung einer Sekundäraue an der Großen Mühlenhase im Landkreis Osnabrück (oben) und im Schierenbach Landkreis Vechta (unten)

Mitarbeiterschulungen, die theoretischen Vorgaben praxisnah an die Ausführenden zu bringen. Die Rücksichtnahme bei der Unterhaltung auf gewässerbegleitende Arten und Lebensgemeinschaften und deren Lebensräume steht aktuell in einem besonderen Fokus. Insbesondere der gesetzliche Arten- und Biotopschutz (Ausnahmeverfahren) und die Vorgaben des europäischen Netzwerkes „Natura 2000“ (FFH-RL und EU-Vogelschutz-RL, FFH-Verträglichkeitsprüfung) erhöhen die Anforderungen bei der Durchführung der Gewässerunterhaltung zusätzlich. Der Dachverband Hase führte 2019 in Kooperation mit dem Unterhaltungsverband 97 die 5. jährliche Mitarbeiterschulung durch.

Das Land Niedersachsen hat mit der nicht rechtsverbindlichen Veröffentlichung der Arbeitshilfe zur Berücksichtigung artenschutzrechtlicher Belange bei der Gewässerunterhaltung (NLWKN 2017) einen Leitfaden den Gewässerunterhaltern an die Hand gegeben, damit die Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung so rechtsicher wie möglich durchgeführt werden können.

Finanzierungsmöglichkeiten

Neben der Finanzierung von Fließgewässermaßnahmen aus den Fördertöpfen des Landes erschließt sich durch die Durchführung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern eine weitere, im Vergleich zu den Förderrichtlinien verwaltungsarme Alternative. Mit der Novellierung des Kompensationsmodells des Landkreises Osnabrück (2016) wird die Möglichkeit geschaffen, Ökopunkte zu generieren, die eine Finanzierung dieser Maßnahmen gewährleisten. In Zusammenarbeit mit den Landkreisen Cloppenburg, Vechta, Osnabrück und dem Dachverband Hase ist ein Bewertungsinstrument erarbeitet worden, das zukünftig Maßnahmen an und in Fließgewässern ökologisch nachhaltig und ökonomisch verträglich realisieren lässt.

Öffentlichkeitsarbeit

Nach dem Motto „Tue Gutes und rede darüber!“ ist ein wesentlicher Teil der Umsetzungsstrategie des Dachverbandes, eine permanente Öffentlichkeitsarbeit durchzuführen. Dabei ist es insbesondere wichtig, die vorhandenen Synergien zwischen den einzelnen Belangen und Ansprüchen mit den Projektpartnern gemeinsam herauszustellen. Als Beispiele dafür kann eine nachstehende Panoramaseite in der Neuen Osnabrücker Zeitung anlässlich des Thementages „Tag des Wassers“ und der Bericht „Baggerfahrer werden zu Bachgärtnern“ in der Münsterländischen Tageszeitung dienen.

Edelkrebs im Dachverbandsgebiet

Die Edelkrebsvorkommen im Dachverbandsgebiet sind den vergangenen Jahrzehnten stark dezimiert worden. Lediglich drei Fließgewässer weisen noch einen Edelkrebsbestand auf. Im übrigen Verbandsgebiet haben sich der Kamber- und Signalkrebs stark verbreitet und den Edelkrebsbestand verdrängt. In sechs Stillgewässer wurden Wiederansiedlungsprojekte des Edelkrebses gestartet.

Fazit

Die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verlangt von allen Beteiligten ein hohes Maß an Engagement, Kooperationsbereitschaft und Durchhaltevermögen. Die Gewässerallianz Niedersachsen ist das geeignete Instrument, die EU-Wasserrahmenrichtlinie in den vom Land definierten Schwerpunktgewässern umzusetzen. Darüber hinaus bestehen gute Chancen auf dieser Basis, alle berichtspflichtigen Gewässer mittel- bis langfristig näher an den geforderten Zustand zu bringen. Dabei ist das Prinzip der Freiwilligkeit aus Sicht des Dachverbandes das zielführende Instrument.

Positiv zu bewerten ist, dass insgesamt ausreichend Fördermöglichkeiten für die Finanzierung von Maßnahmen bereitstehen. Kritisch zusehen ist jedoch, dass die Beantragung, die Abwicklung und der Nachweis der Projekte unter einem zu hohen Verwaltungsaufwand durchgeführt werden müssen. Dadurch wird die Motivation der „freiwilligen Akteure“, sich weiter in der Umsetzung der EU-WRRL zu engagieren, in Frage gestellt. Die naturnahe Entwicklung von Fließgewässern macht jedoch nur dann Sinn, wenn die nachhaltig negativ wirkenden Beeinträchtigungen aus der Landwirtschaft, von Bau- und Straßenflächen etc. vermieden werden!

Insbesondere der Eintrag von Nährstoffen, Pflanzenbehandlungsmitteln und Sedimenten führt dazu, dass eine positive Entwicklung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie erheblich eingeschränkt ist. Es muss kurzfristig dafür Sorge getragen werden, dass Schutz bzw. Rückhaltmaßnahmen realisiert werden. Nur so können die Beeinträchtigungen der Fließgewässer durch Stoff- und Sedimenteinträge minimiert bzw. verhindert werden.

Ansprechpartner

Jürgen Herpin, Henning Meyer
Dachverband Hase, Bahnhofstr. 2, 49632 Essen (Oldenburg),
Deutschland
herpin@dachverband-hase.de
meyer@dachverband-hase.de



Literatur

Hermann Imsiecke Druck und Verlag GmbH Münsterländische Tageszeitung (15.08.2019). Baggerfahrer wurden zu Bachgärtnern: <https://www.mt-news.de/index/loeningen.php?aid=28022>, letzter Zugriff 17.01.2020

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Die Fließgewässertypen in

Deutschland: <https://www.flussgebiete.nrw.de/die-fliebgewaessertypen-deutschland-5144>, letzter Zugriff 17.01.2020

Neue Osnabrücker Zeitung GmbH & Co. KG, (21.03.2015). Am Ende wird die Hase ein lebendiger Fluss: <https://www.noz.de/lokales/osnabrueck/artikel/558395/am-ende-wird-die-hase-ein-lebendiger-fluss>, letzter Zugriff 17.01.2020

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN 2017. Leitfaden Artenschutz und Gewässerunterhaltung: https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/naturschutz/tier_und_pflanzenartenschutz/leitfaden_artenschutz_und_gewaesserunterhaltung/_leitfaden-artenschutz-und-gewaesserunterhaltung-154402.html, letzter Zugriff 17.01.2020

Die Strahlwirkung und die daraus resultierende Gefahr für den Edelkrebs

Ich gebe zu, dass dieser Titel etwas provokant ist, da es sich bei der sogenannten Strahlwirkung um einen sehr positiven Aspekt der Gewässerentwicklungsplanung handelt. Die Strahlwirkung fußt auf der Annahme, dass es im Gewässer Mechanismen gibt, die dem Trittsstein-konzept im Biotopverbund ähnlich sind. Bei der Strahlwirkung wird davon ausgegangen, dass ausgehend von einem strukturreichen Strahlursprung, über eine gewisse Distanz minderer struktureller Qualität hinweg (Strahlweg), neue geeignete Lebensräume erschlossen werden können.

Zum Krebsbesatz macht sich der Projektleiter häufig viele Gedanken. Eignen sich Wasserqualität, Habitatstrukturen und weisen die Gewässer einen ausreichenden Schutz gegenüber einer Einwanderung amerikanischer Aliens auf. Das ist auch gut so und die Maßnahme könnte vor Erfolg gekrönt sein. Dann werden die Bestände häufig sehr individuenreich und versuchen sich weiter auszubreiten. Oft über den ursprünglich geplanten Bereich hinaus.

Ich möchte den Konflikt gerne an einem Beispiel aus dem südwestlichen Niedersachsen, speziell aus dem Einzugsgebiet der Hase und hier im sogenannten Hase- Binnendelta, das südlich von den Dammer- Bergen und den Ankumer-Höhen begrenzt wird erläutern. Hierbei handelt es sich um ein nacheiszeitliches Becken das südlich von einer Stauch-Endmoräne der Saalekaltzeit begrenzt wird. Im Endmoränenbogen entspringen zahlreiche, überwiegend naturnahe, kies- oder lehmgeprägte Fließgewässer, die beim Eintritt in die Sandebene ausbaubedingt ihre Natürlichkeit einbüßen und von Sand überprägt werden.

Alle größeren Verbindungsgewässer, aber auch die meisten Bäche, wurden zwischenzeitlich zumindest in den Unterläufen vom Kamberkrebs besiedelt. Aufgrund der eher schlechten Habitate und zahlreicher Prädatoren sind die Bestände häufig jedoch recht arm an Individuen. Alle Vorkommen sind höchstwahrscheinlich, zumindest schwach mit dem Krebspesterreger infiziert.

Der Edelkrebs ist im Gebiet schon lange verschollen, allerdings gab und gibt es Bemühungen den Edelkrebs in naturnahen Gewässerabschnitten oder angrenzenden Stillgewässern anzusiedeln. Aufgrund der guten Habitate und fehlender Prädatoren werden diese Bestände schnell sehr kopfstark.

Im Jahr 1992 wurden mehrere Staugewässer im Oberlauf eines rechtsseitigen Zuflusses der Hase mit Edelkrebsen besetzt. Der angrenzende Bach, bot den aus Teichen entwichenen Krebsen, einen sehr strukturreichen Lebensraum, so dass auch hier schnell eine Zunahme der Dichte zu verzeichnen war.



Abb. 1: Der Edelkrebsbach im Oberlauf

Aktiv und passiv breitete sich der Bestand bis an den Geestrand aus. Diese Strecke umfasst rd. 4,0 km. Die Gewässerstrukturen werden stromab zunehmend schlechter, dennoch liegen auch diesem Abschnitt Einzelnachweise auf rd. 2,5 km vor. Weiter stromab, in einem Abstand von lediglich 5,0 km, konnten die ersten Kamberkrebse ermittelt werden die zweifelsfrei mit dem Krebspesterreger infiziert sind (LAVES 2014). Prinzipiell ist davon auszugehen, dass der Edelkrebs seine Bewegung stromab fortsetzt und sich der Kamberkrebs ggf. weiter stromauf ausbreiten könnte. Das birgt die bekannten Konflikte.

Der gleichmäßig wasserführende, eher sommerkühle Oberlauf weist zahlreiche Wehre und Kulturstau auf. Ursprünglich ging man davon aus, dass diese Bauwerke einen ausreichenden Schutz gegen amerikanische Krebse gewährleisten. Zwischenzeitlich hat der Edelkrebs jedoch alle Wehre stromab überwunden. In der



Abb. 2: Strahlweg bei bereits wenig Wasser

Sandebene liegen hohe Grundwasserflurabstände vor und in Trockenjahren infiltriert Bachwasser in den Untergrund. Dieses kann im Mittelauf zum Trockenfallen des Gewässers führen. Diese Fügung, insbesondere in den Jahren 2018 und 2019 bietet einen besonderen Schutz, da auch alle Krebse auf bis zu 6 km absterben. Derzeit gehe ich davon aus, dass es im Unterlauf des Gewässers immer wieder zu Krebspestinfektionen bei Edelkrebsen kommen kann, dieses aufgrund der sehr geringen Dichte jedoch noch nicht zur epidemischen Verbreitung im Gewässer und zum Erlöschen des Edelkrebsbestandes führte.

Ich habe den Entschluss gefasst im Mittelauf des Gewässers zusätzliche Wanderhindernisse zu errichten. Nach langem Vorlauf, ca. 4 Jahren und nicht endenden Untersuchungen, wurde 2018 ein Antrag auf Erteilung einer Genehmigung nach § 57 Niedersächsischem Wassergesetz (NWG)/ Plangenehmigung nach § 68 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) für die Errichtung von „Krebssperren“ in Verbindung mit Messwehren bei der Unteren Wasserbehörde des Landkreises Vechta gestellt.

Das Gewässer grenzt an ein Wassergewinnungsgebiet. Da die Gewässerabflüsse im Zuge einer hydrologischen Beweissicherung regelmäßig über ETA-Pegel gemessen werden, bot sich eine Kombination Messwehr zur Eichung der Pegel und Wanderbarriere an. Für den Antrag wurden nachfolgende Leistungen erbracht. Alle Probenahmen und Kartierungen erfolgten ehrenamtlich. Laborkosten trug der Landkreis Vechta. Die Detailplanung erfolgte durch die MATHEJA CONSULT, Dr.-Ing. Andreas Matheja und das Planungsbüro Rötter. Die Detailplanung wurde durch den Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband OOWV, finanziert. Die Beantragung beim Landkreis Vechta erfolgte über das Edelkrebsprojekt im Osnabrücker Land, Projektleiter W. Rötter. Die Kostenermittlung erfolgte durch den Unterhaltungsverband 97 Mittlere Hase. Die Gesamtkosten einschließlich Gebühren betragen 7.427 Euro. Das Projekt wurde durch die Stiftung Gewässerschutz Weser-Ems zu 100% gefördert.

In der Genehmigungsbehörde folgten ein längerer Abwägungsprozess und die Beteiligung von Trägern öffentlicher Belange. Hier ging es vorrangig um das Spannungsfeld Artenschutz versus Gewässerschutz gemäß WHG und Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und den § 37 WHG, der besagt, dass der natürliche Ablauf wild abfließenden Wassers auf ein tiefer liegendes Grundstück nicht zum Nachteil eines höher liegenden Grundstücks behindert werden darf.

Die Genehmigung des Projektes erfolgte mit Datum vom 01.06.2018. Mit den Bauarbeiten wurde bereits am 06.08.2018 begonnen. Der Bach war zu diesem Zeitpunkt mal wieder ausgetrocknet und das erleichterte

die Arbeiten sehr. Die Bauausführung erfolgte durch den Unterhaltungsverband 97 Mittlere Hase. Besonders engagiert haben sich der Geschäftsführer, Herr Georg Lucks, sowie seinen Angestellten Johannes Wefer und Tobias Krumberg.

Ein langjährig angelegtes Monitoring wird zeigen, ob die Maßnahme Erfolg hat. Ziel einer zusätzlichen Wanderbarriere für Krebse und Fische ist es den Schutz einer der größten Edelkrebspopulationen im nordwestlichen Niedersachsen zu verbessern. Die Unterhaltung der Sperren erfolgt durch das Edelkrebsprojekt im Osnabrücker Land, also durch mich, und das ist aufwändiger als ich zunächst gedacht habe. Zum Glück ist es sozusagen bei mir um die Ecke.

Eventuell werde ich in einigen Jahren versuchen eine weitere Sperre im Hauptgerinne zu errichten, um eine Doppelsperre zu erzeugen.



Abb. 3: Sperre im Hauptgerinne



Abb. 4: Sperre im Seitenarm

Ansprechpartner

Dipl.-Ing. Wolfgang Rötter
 Projektleiter des Edelkrebsprojektes im Osnabrücker Land,
 Planungsbüro Rötter (Gewässerentwicklung & Landschaftsplanung, Edelkrebs Besatzkrebssucht, Artenschutzkonzepte)
 Schulstraße 65, 49635 Badbergen, Deutschland
www.planungsbuero-roetker.de
wolfgang.roetker@osnnet.de



Dürre und Hitze 2018: Auswirkungen auf Krebsbestände in Baden-Württemberg

Der außergewöhnlich trockene und warme Sommer 2018 führte verbreitet zu extrem geringen Niedrigwasserabflüssen und zum abschnittswisen Versiegen von Fließgewässern. Besonders betroffen waren Oberlaufgewässer, denen eine zentrale Rolle als Lebensraum für die beiden bedrohten FFH-Arten Stein- und Dohlenkrebs zukommt.

Um mögliche Schäden an den Krebsbeständen durch die extreme Niedrigwasserperiode einzuschätzen, wurden 13 ausgewählte Krebsbäche im Oberrhein-, Bodensee-, Neckar- und Donaueinzugsgebiet im August 2018 stichprobenhaft untersucht. Acht (62%) der überprüften Krebsbäche wiesen dabei teilweise bis vollständig trockengefallene Abschnitte auf. Die Überlebensfähigkeit der Krebsbestände wurde dadurch in der Hälfte der Fälle allerdings nicht nachhaltig beeinträchtigt, obwohl in einem Gewässer wahrscheinlich mehrere hundert bis tausende Tiere verendet sind. In den übrigen vier Krebsbächen mit Austrocknungserscheinungen kam es dagegen zu erheblichen, bestandsgefährdenden Schädigungen – diese Vorkommen waren schon zuvor deutlich beeinträchtigt und nur noch kleinräumig verbreitet, weshalb sie besonders verwundbar für die Auswirkungen der Dürre waren. Ein Dohlenkrebsbestand ist aufgrund vollständiger Austrocknung der kleinräumigen Lebensstätte höchstwahrscheinlich vollständig erloschen.

Im Zuge des vom Menschen verursachten Klimawandels werden die Häufigkeit und das Ausmaß von Niedrigwasserereignissen weiterhin zunehmen, weshalb mögliche Anpassungsstrategien für austrocknungsgefährdete Krebsbäche umrissen werden.



Abb. 1: Auswirkungen der Trockenheit auf Habitate von Stein- und Dohlenkrebsen

Ansprechpartner

Dr. Christoph Chucholl
EcoSurv, Schäferhalde 9, 78315 Radolfzell, Deutschland
chris.chucholl@gmail.com

Krebspest – Hintergrund und Aktuelles

Hintergrund

Bei dem Krebspesterreger *Aphanomyces astaci* handelt es sich nach Einordnung durch die IUCN um eine der 100 schlimmsten invasiven Arten weltweit (Lowe 2000). Ursprünglicher Wirt sind nordamerikanische Flusskrebse, die im Rahmen einer Koevolution eine Resistenz gegen den Erreger entwickelt haben. Mitte des 19ten Jahrhunderts wurde der Krebspesterreger vermutlich das erste Mal in Europa eingeführt und in der Folge kam es zu Massensterben von einheimischen Flusskrebsen in ganz Europa (Alderman 1996). Europäische Flusskrebse hatten zunächst keine Resistenz gegen den Erreger, haben diese aber vermutlich in lokalen Populationen über die Jahrzehnte entwickelt (e.g. Schrimpf et al 2012, Kušar et al. 2013). Trotz der vermehrt vorgefundenen latent infizierten europäischen Flusskrebspopulationen, kommt es laufend zu neuen Infektionen und auch zu Massensterben in einheimischen Flusskrebspopulationen.

Verschiedene amerikanische Flusskrebsarten sind Träger unterschiedlicher genetischer Gruppen von *A. astaci* (e.g. Huang et al 1994), die sich in ihrer Virulenz voneinander unterscheiden (Jussila et al. 2013). Auf der anderen Seite sind die verschiedenen euro-

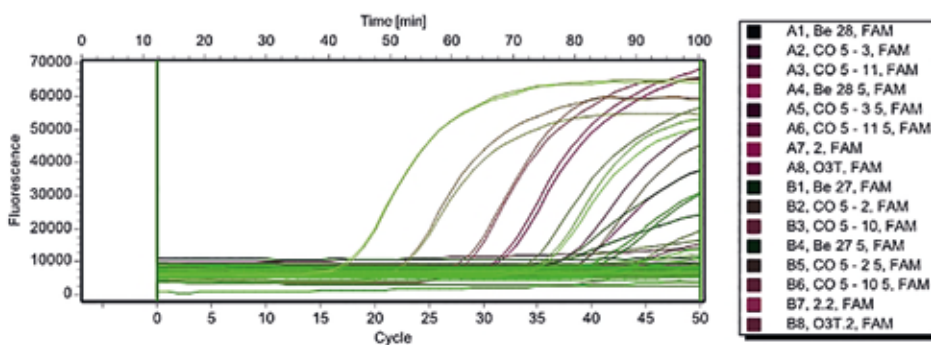
päischen Flusskrebsarten unterschiedlich resistent gegenüber dem Krebspesterreger. Dadurch kann der Krankheitsverlauf von Population zu Population sehr stark variieren. Je nachdem welcher *A. astaci*-Stamm welche Flusskrebsart infiziert, kann dies ganz unterschiedliche Folgen haben: von einer 100%igen Mortalität der Population innerhalb kurzer Zeit bis hin zu keinen sichtbaren Auswirkungen auf die Population (Viljamaa-Dirks et al 2011).

Aktuelles

Die Forschung zum Krebspesterreger ging in vielen Laboren weltweit weiter. Das ursprünglich „europäische Problem“ ist mittlerweile auch ein Problem auf anderen Kontinenten. Auch in Asien und in Südamerika werden mittlerweile die einheimischen Flusskrebse durch den Krebspesterreger bedroht (e.g. Mrugala et al 2017, Peiró et al. 2016). Weltweit wird der Krebspesterreger z. B. durch die Aquakultur von amerikanischen Sumpfkrebsen verbreitet.

In den letzten Jahren wurden verbesserte Methoden zur Einordnung der Genvariante des Krebspesterrers auf Basis nuklearer und mitochondrialer DNA entwickelt. Diese Untersuchung kann einen Hinweis

Fluorescence Profile



Temperature Profile

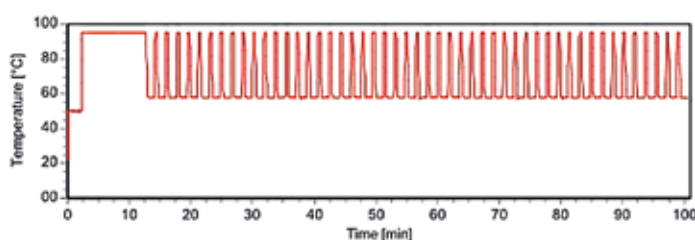


Abb. 1: Fluoreszenz Profil als Ergebnis einer real-time PCR zum Nachweis des Krebspesterrers. Bei Proben mit *A. astaci* DNA wird eine Fluoreszenz detektiert. Falsch-positive Proben lassen sich hier nicht unterscheiden.

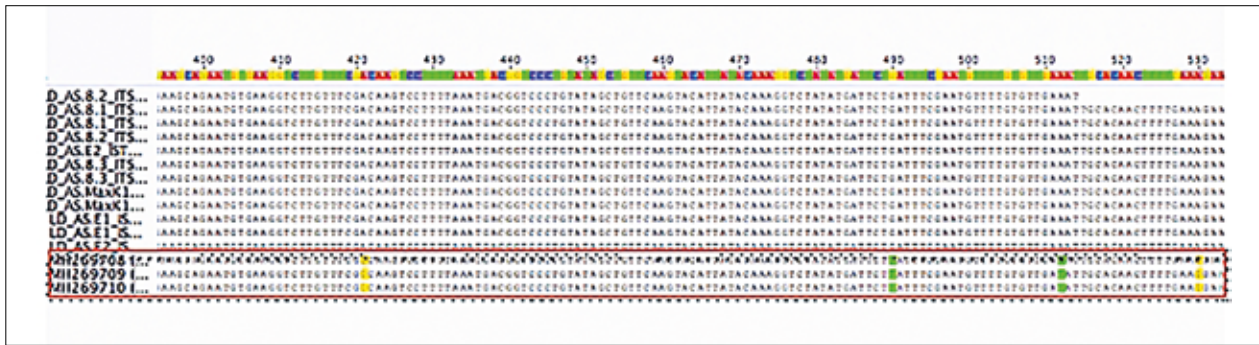


Abb. 2. Ein Abschnitt der sequenzierten DNA von *A. astaci* und *A. fennicus* (3 untere Proben, runtergeladen von der Genbank). Die Basenabfolge von *A. fennicus* unterscheidet sich an mehreren Stellen von *A. astaci*. Auf diesem DNA-Abschnitt sind 4 Unterschiede/Mutationen sichtbar.

auf den Ursprung der Infektion geben, da die verschiedenen amerikanischen Arten Träger unterschiedlicher Genvarianten sind (e.g. Huang et al 1994).

Die eDNA-Methode wurde weiterentwickelt (Wittwer et al 2019) und hat ihre Grenzen aufgezeigt. Andererseits wurden auch Probleme bei den etablierten Nachweismethoden entdeckt: Die real-time PCR (qPCR) nach Vralstad et al (2009) ist zwar weiterhin die sensibelste Methode (das heißt bereits sehr geringe Mengen an *A. astaci*-DNA können detektiert werden), sie ist jedoch nicht so artspezifisch wie es zuerst angenommen wurde. Es werden immer mehr *Aphanomyces*-Arten auf Flusskrebse identifiziert (Makkonen et al 2019), die teilweise auch ein positives Signal bei der qPCR erzeugen (Kozubíková et al 2011, Abb. 1). Durch eine Anpassung der qPCR-Bedingungen (Erhöhung der Annealingtemperatur auf 62 °C und Verkürzung der Annealingzeit auf 15 Sekunden) konnte dieses Problem zeitweise behoben werden. Falsch positive

Nachweise treten jedoch vereinzelt trotz der Anpassung erneut auf (Viljamaa-Dirks und Heinikainen 2019) und zwar bei der qPCR als auch bei der weniger sensitiven 'traditionellen PCR' nach Oidtmann (2006). Dies konnte auch im Labor in Landau beobachtet werden. Eine anschließende DNA-Sequenzierung (Abb. 2) ist für einen sicheren Krebspestnachweis daher unbedingt nötig (OIE 2017). Die zusätzliche Sequenzanalyse erhöht jedoch die Kosten einer Krebspestanalyse und die Zeitspanne bis zu einem sicheren Ergebnis dauert länger.

Ansprechpartnerin
 Dr. Anne Schrimpf
 Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften,
 Fortstrasse 7, 76829 Landau, Deutschland
 schrimpf@uni-landau.de

Literatur

Alderman DJ., 1996. Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. Rev. sci. tech. Off. int. Epiz. 15: 603-632.

Huang T.S., Cerenius L. and Söderhäll K., 1994. Analysis of genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. Aquaculture 126: 1-9.

Jussila J., Kokko H., Kortet R. and Makkonen J., 2013. *Aphanomyces astaci* Pst-genotype isolates from different Finnish signal crayfish stocks show variation in their virulence but still kill fast. Knowl. Manag. Aquat. Ec. 41: 10.

Kušar D., Vrezec A., Očepk M. and Jenčič V., 2013. *Aphanomyces astaci* in wild crayfish populations in Slovenia: First report of persistent infection in a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* population. Dis. Aquat. Organ. 103 (2): 157-169.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S. and De Poorter M., 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Makkonen J., Kokko H., Gökmen B., Ward J., Umejd J., Kortet R., Petrussek A. and Jussila J., 2019. The signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Lake Tahoe (USA) hosts multiple *Aphanomyces* species. J. Invertebr. Pathology. 166.

Mrugala A., Kawai T., Kozubíková-Balcarová E. and Petrussek A., 2017. *Aphanomyces astaci* presence in Japan: a threat to the endemic and endangered crayfish species *Cambaroides japonicus*? Aquat. Conserv. 27: 103-114.

Oidtmann B., Geiger S., Steinbauer P., Culas A. and Hoffmann R.W., 2006. Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. Dis. Aquatic Organ. 72: 53-64.

Peiró D.F., Almerão M.P., Delaunay C., Jussila J., Makkonen J., Bouchon D., Araujo P.B. and Souty-Grosset C., 2016. First detection of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in South America: a high potential risk to native crayfish. Hydrobiologia 781 (1): 181-190.

Schrimpf A., Pärvels L., Copilaş-Ciocianu D., Petrussek A. and Schulz R., 2012. Crayfish plague pathogen detected in the Danube Delta - a potential threat to freshwater biodiversity in southeastern Europe. Aquat. Invasions 7(4): 503-510.

Svoboda J., Fischer D., Kozubíková-Balcarová E., Štásková A., Brůčková M., Kouba A. and Petrussek A., 2020. Experimental evaluation of the potential for crayfish plague transmission through the digestive system of warm-blooded predators. J Fish Dis. 43(1): 129-138.

Viljamaa-Dirks S., Heinikainen S., Nieminen M., Vennerström P. and Pelkonen S., 2011. Persistent infection by crayfish plague *Aphanomyces astaci* in a noble crayfish population - a case report. Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 31(5): 182-189.

Viljamaa-Dirks S. and Heinikainen S., 2019. A tentative new species *Aphanomyces fennicus* sp. nov. interferes with molecular diagnostic methods for crayfish plague. J. Fish Dis. 42(3): 413-422.

Vralstad T., Knutsen A.K., Tengs T. and 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*). Vet. Microbiol. 137: 146-155.

Wittwer C., Stoll S., Thines M. and Nowak C., 2019. eDNA-based crayfish plague detection as practical tool for biomonitoring and risk assessment of *A. astaci*-positive crayfish populations. Biol Invasions 21: 1075-1088.

Die Ausbreitung des Marmorkrebses – von Deutschland bis Madagaskar

Der Marmorkrebs (*Procambarus virginalis*) (Abb. 1) ist eine robuste und invasive Krebsart, die erstmals 1995 in Deutschland entdeckt wurde. Diese Art stellt ein Phänomen unter den Flusskrebse dar, denn es gibt nur weibliche Tiere. Die Vermehrung findet ausschließlich über Parthenogenese (Jungfernzeugung) statt. Alle Marmorkrebspopulationen weltweit lassen sich auf ein Muttertier zurückführen. Dies führt dazu, dass alle Tiere genetisch identisch sind (mit Ausnahme von zufälligen Mutationen). Zunächst als beliebter Aquarienkrebs, fand er schnell durch menschliche Hand den Weg in die Natur. Inzwischen gibt es sowohl in Deutschland als auch in anderen Teilen Europas, sowie in Afrika stabile Wildpopulationen des Marmorkrebses. Seine Besonderheit, die Fortpflanzung über Parthenogenese, verschafft ihm einen außerordentlichen Vorteil bei der Etablierung neuer Populationen, da schon ein einziges Tier ausreicht, um eine neue Population zu bilden. Zudem ist seine Anpassungsfähigkeit bemerkenswert, vor allem unter dem Gesichtspunkt, dass eine genetische Selektion aufgrund seiner Klonalität nicht möglich ist.

Forschungen in Deutschland und Madagaskar haben gezeigt, dass der Marmorkrebs diverse Habitate besiedeln kann. Er ist sowohl in stehenden wie fließenden Gewässern zu finden. Seine Temperaturtoleranz reicht von 4°C Wassertemperatur in deutschen Seen, bis hin zu 37°C in Thermalquellen auf Madagaskar. In einigen Seen herrschen Bedingungen in denen nur sehr wenige, speziell angepasste Fischarten dauerhaft lebensfähig sind, dennoch findet man dort auch Marmorkrebse. So gibt es zum Beispiel eine stabile Population von Marmorkrebsen in einem See mit einem sauren pH-Wert, sowie Mangan- und Nickelwerten, die fast doppelt so hoch sind, wie die Grenzwerte für Trinkwasser es in Deutschland zulassen. In Madagaskar ist der Marmor-

krebs von reinsten Bergquellen mit sehr weichen Härtegraden (°dH) von nahezu null bis hin zu stark kontaminierten Seen innerhalb von größeren Städten zu finden.

Wie schnell eine Ausbreitung stattfinden kann, zeigen die Aufzeichnungen der Wildpopulationen in Madagaskar. Innerhalb von 10 Jahren hat sich hier das Verbreitungsgebiet verundertfacht. Anfangs eher eine Katastrophe für die Reisbauern sind die Krebse dort inzwischen eine beliebte Proteinquelle geworden (Abb. 2).

In Deutschland zeigen die Zahlen nicht ganz dieses Ausmaß, auch weil das Klima hier anders und die Verbreitung durch Menschen geringer ist. Dennoch sind auch hier große Populationen zu finden. Durch die Rückfang-Methode (Abb. 3) konnte die Populationsgröße an einem 9 ha großen See nahe Heidelberg ermittelt werden. Die Studie ergab eine Populationsgröße von etwa 25.000 erwachsenen Marmorkrebsen und einer Gesamtpopulation von mehr als 160.000 Tieren.

Die Ergebnisse unserer Studien in Deutschland und Madagaskar zeigen, welche schnelle Verbreitung dieses invasiven Krebses möglich ist und wie enorm sich der Marmorkrebs trotz seiner Klonalität an verschiedenste Habitate anpassen kann. Aus diesem Grund ist der Schutz noch nicht besiedelter Gewässer von großer Bedeutung.

Ansprechpartnerin

Sina Tönges

Abteilung Epigenetik, DKFZ-ZMBH Alliance, Deutsches Krebsforschungszentrum (DKFZ), 69120 Heidelberg, Deutschland
sina.toenges@dkfz-heidelberg.de



Abb. 1: Marmorkrebs (*Procambarus virginalis*). Die Marmorierung im Panzer gab ihm seinen markanten Namen. (Foto: Sina Tönges)



Abb. 2: Marmorkrebse als Proteinquelle. Gekochte und geschälte Marmorkrebse auf einem Markt in Madagaskar. (Foto: Ranja Andriantosa)



Abb. 3: Populationsgrößenbestimmung mit der Rückfang-Methode. A: Ausbringen der Reusen am ersten Tag. B: Herausnehmen der Reusen, entnehmen der Tiere und das erneute Ausbringen der Reuse an den Folgetagen. C: Vermessen der gefangenen Krebse. D: Markieren der gefangenen Krebse mit individueller Farbe pro Reuse. (Fotos: Katharina Hanna)

Effekte von Umweltchemikalien auf die Reproduktion von Flusskrebsen

Einleitung

Der Zustand der Lebensgemeinschaften unserer Oberflächengewässer ist durch morphologische, hydraulische und stoffliche Belastungen stark beeinträchtigt und viele Arten sind regional ausgestorben oder vom Aussterben bedroht. Dabei ist der negative Einfluss einer defizitären Gewässerstruktur – verbunden mit einem unnatürlichen Abflussregime – auf anspruchsvolle Pflanzen und Tiere seit langem bekannt. Maßnahmen zur Verbesserung dieser Umstände werden unter anderem im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie realisiert.

Komplexer ist der Umgang mit der zum Teil zunehmenden Belastung der Gewässer mit Umweltchemikalien. In den vergangenen Jahrzehnten wurde eine Vielzahl neuer Stoffe in Oberflächengewässern nachgewiesen (Kolpin et al. 2002; Loos et al. 2009; Moschet et al. 2014). Zwar gibt es auch im Hinblick auf die stofflichen Belastungen eine Reihe formaler Zielvorgaben, denen liegen jedoch kaum Informationen über die tatsächlichen Auswirkungen auf natürliche Lebensgemeinschaften zugrunde.

Herbizide aus der Gruppe der Chlortriazine und hormonell wirksame Medikamentenrückstände nehmen aufgrund der Anwendungsmengen, Nachweismengen und deren Wirkungsweisen eine besonders wichtige Rolle ein (Dietrich et al. 2010; Eades and Waring 2010; Velisek et al. 2013; Velisek et al. 2015). Aus diesen Stoffgruppen werden in großem Maße Terbutylazin (bis zu 8 µg/L) als Vorlaufherbizid im Maisanbau (Stepanova et al. 2012) und Diclofenac (bis zu 29 µg/L) als nichtsteroidaler Entzündungshemmer in Oberflächengewässern nachgewiesen (Umwelt Bundesamt 2016), weshalb Effekte dieser Stoffe in der vorliegenden Studie untersucht werden sollen.

Trotz ihres hohen Schutzstatus sind für die drei einheimischen Flusskrebsarten die Auswirkungen von umweltrelevanten Einträgen in die Gewässer weitestgehend unbekannt. Insbesondere die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf ihren Reproduktionserfolg sind praktisch nicht untersucht. Gleichzeitig weisen die Tiere eine Fortpflanzungsstrategie auf, die dazu führt, dass die Eier über einen sehr langen Zeitraum (schädlichen) Umwelteinflüssen ausgesetzt sind. In diese Zeit der Exposition von Eiern gegenüber Umwelteinflüssen fällt zudem die Anwendung beider Stoffe.

Die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf die Reproduktion und Larvalentwicklung lassen sich bei Flusskrebsen außerordentlich gut und mit einfachen Methoden beschreiben. Unter dem Binokular können Abweichungen zu der normalen Entwicklung mühelos erkannt und dokumentiert werden (Abb. 1). Zusätzlich wurden jedoch auch Mortalität, Gewichtszunahme und histologische Veränderungen des Hepatopankreas der Embryonen unter Einfluss der beiden Stoffe untersucht. Die Versuche wurden an zwei Arten durchgeführt, um auch Unterschiede in der Sensibilität der Arten gegenüber Umweltchemikalien herausstellen zu können. Dazu wird als einheimische Art exemplarisch mit dem Edelkrebs *Astacus astacus* gearbeitet. Zum Vergleich wird die Studie zusätzlich mit dem Marmorkrebs *Procambarus virginialis* gearbeitet, der durch seine parthenogenetische Vermehrung eine zweite Fortpflanzungsstrategie aufweist.



Abb. 1: Aufnahme eines Eies von *Astacus astacus* bei einem Entwicklungsstatus von 95%

Material und Methoden

Um die Embryonalentwicklung der Flusskrebse unter Einfluss der Stoffe zu untersuchen wurden die Eier der Tiere einzeln in den Kammern von Mikrotiterplatten erbrütet. Dabei wurde als Medium eine Lösung mit den zu testenden Konzentrationen von Terbutylazin und Diclofenac verwendet. Die Konzentrationen sind in der Tab. 1 zu finden. Um eine stetige Sauerstoffversorgung und Keimfreiheit der Embryonen sicherzustellen wurden die Lösungen mit autoklaviertem Belüftetem Wasser angesetzt und täglich gewechselt.

Die Embryonen wurden in vivo mithilfe eines Bino­kulars in regelmäßigen Abständen, je nach Art und damit Entwicklungsgeschwindigkeit der Eier 1–4 mal wöchentlich, dokumentiert und nach Alwes and Scholtz (2006) bewertet. Nach dem Schlupf und der ersten Häutung wurden einzelne Tiere präpariert, eingebettet und anschließend mit einem Ultramikrotom in 2µm dicke Schnitte geteilt, um mithilfe von histologischen Methoden unter Anwendung der Transmissionselektronenmikroskopie Effekte zu erfassen, die ansonsten verborgen bleiben würden. Hierdurch konnten kleinste Abweichungen von der normalen Entwicklung beobachtet und dokumentiert werden. Durch die unterschiedlichen Fortpflanzungsstrategien ergeben sich auch unterschiedliche Entwicklungszeiträume der Embryonen der beiden Arten. Aus diesem Grund werden anschließend an diese Studie die Versuche der Edelkrebse in einer weiteren Ausführung bearbeitet bei der die Embryonen nicht nur die gesamte Entwicklungszeit von 45 Tagen den Stoffen ausgesetzt werden, sondern auch über 3 Teilabschnitte die jeweils der Entwicklungsdauer der Marmorkrebse von 15 Tagen entsprechen. Daher sind Vergleiche der beiden Arten in dieser Studie nur auf Einflüssen über die Gesamte Embryonalentwicklung bezogen.

Ergebnisse

Ergebnisse der Entwicklungszeitanalyse, der Gewichtsvergleiche geschlüpfter Tiere und die vergleichende Untersuchung auftretender Mutationen zeigen an, dass Terbuthylazin ab Konzentrationen von 0,1 mg/L erste negative Effekte auf Edelkrebsembryonen aufweist.

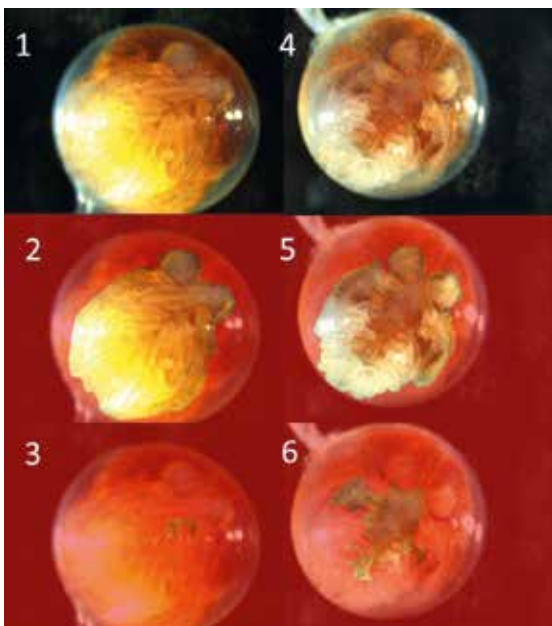


Abb. 2: Vergleich von Edelkrebs-Embryonen der Kontrollgruppen (links) mit Embryonen der höchsten Konzentration Terbuthylazin (rechts). In den Abschnitten 3 und 4 sind die Embryonen markiert und in den Abschnitten 5 und 6 die ventrale Seite, die nicht von Extremitäten bedeckt.

Im Vergleich dazu sind Marmorkrebse weniger sensitiv gegenüber dem Herbizid. Hier sind erste Effekte erst ab Konzentrationen von 1,6 mg/L zu beobachten. Missbildungen (vgl. Abb. 2) sind in erhöhtem Maße nur bei Edelkrebsen unter Einfluss von Terbuthylazin aufgetreten. Die niedrigste letale Konzentration von Terbuthylazin nach 45 Tagen Wirkzeit für Edelkrebse liegt bei 0,4 mg/L, für Marmorkrebse beträgt dieser Wert 6,4 mg/L nach 15 Tagen Wirkzeit und liegt somit ebenso wie die subletalen Effekte weit über den Werten für Edelkrebse.

Die Ergebnisse für Diclofenac zeigen, dass dieser Stoff auf die beiden Arten gleiche Auswirkungen aufweist. Erste Effekte für die Faktoren Embryonalentwicklungszeit, Gewicht nach erster Häutung, auftretende Missbildungen treten hier ab Konzentrationen von 0,04 mg/L für beide Arten auf. Ebenso sind die ersten Auswirkungen auf die Mortalität ab Konzentrationen von 0,64 mg/L für beide Arten festzustellen.

Deutlicher noch, als die zuvor beschriebenen Effekte, zeigen sich die Auswirkungen auf die Struktur des Hepatopankreas der juvenilen Krebse. Selbst die niedrigsten getesteten Konzentrationen der beiden Stoffe (0,025 mg/L Terbuthylazin und 0,04 mg/L Diclofenac) zeigen Veränderungen des Gewebes (Abb. 3). Hier sind vor allem die sekretorische B-Zellen betroffen, die sowohl in Anzahl als auch im Durchmesser mit steigenden Schadstoffkonzentrationen zunehmen.

Diskussion

Neben der untersuchten Mortalität der Tiere stehen in dieser Arbeit vor allem die subletalen Wirkungen von Wirkstoffen auf die Reproduktion von Flusskrebsen im Fokus. Wie in den Ergebnissen beschrieben, haben Terbuthylazin und Diclofenac auf alle untersuchten Parameter negative Auswirkungen.

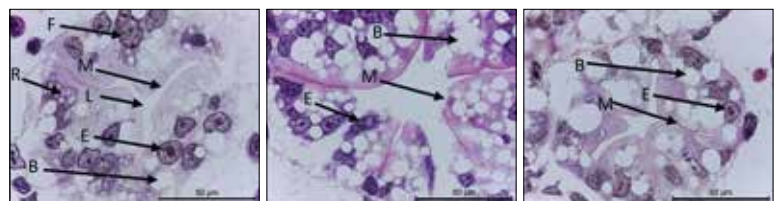


Abb. 3: Histologische Schnitte des Hepatopankreas von juvenilen Edelkrebsen (*Astacus astacus*) die Terbuthylazin für 45 Tage ausgesetzt waren. Links: Kontrollgruppe mit folgenden Kennzeichnungen: L= Lumen; M= Membran; R= resorbierende; Lipid Zellen; B= Blister ähnliche sekretorische Zellen; F= Fibrillische Zellen; E = Embryonalzellen. Mitte: Gruppe behandelt mit niedriger Terbuthylazin Konzentration von 0,025 mg/L für 45 Tage; Rechts: Gruppe behandelt mit hoher Konzentration Terbuthylazin 12,8 mg/L für 45 Tage (HE, 200×).

Ein Vergleich mit Studien von Koutnik et al. (2017) und Velisek et al. (2017) deutet darauf hin, dass die Derivate von Terbutylazin eine höhere Toxizität aufweisen als die in dieser Studie untersuchte Reinform. Nichtsdestotrotz liegen die Effektwerte in allen Bereichen unter der Löslichkeit von Terbutylazin von 8,5 mg/L, wodurch der Stoff sich durchaus als gefährdend für die Reproduktion der Flusskrebse einstufen lässt. Für die Abwehr von schadhafte Substanzen wird Energie benötigt, die nicht für die Entwicklung und das Wachstum der juvenilen Krebse zur Verfügung steht (Bridges and Farrar 1997). Zusätzlich werden die Abwehrmechanismen der Tiere erst während der Embryonalentwicklung gebildet, sodass die Tiere in frühen Lebensstadien sensitiver gegenüber Umwelteinflüssen sind: Für das Freiland bedeutet dies, dass hohe Terbutylazinkonzentrationen zu einer geringeren Schlupfrate sowie Überlebensrate führen, aber auch subletale Effekte wie das Wachstum oder die Entwicklungsgeschwindigkeit sowie Missbildungen der Extremitäten beeinflussen. Einflüsse auf diese Faktoren können Populationen auf lange Sicht negativ beeinflussen und zu einem Rückgang oder sogar dem Verschwinden von Populationen führen.

Da die Halbwertszeit 25 Tage beträgt, ist eine Anreicherung auf hier in der Studie festgestellte Effektgrenzen von mehr als 0,1 mg/L während der Nutzung des Stoffes durchaus realistisch (Ma et al. 2004). Zusätzlich ist zu bedenken, dass der Stoff mit einem log-Kow Wert von 3,40 sehr lipophil ist (Turner 2015). Es ist somit möglich, dass Organismen höherer Trophiestufen, wie Flusskrebse, diesen Stoff in ihren Geweben anreichern. Es ist zudem nicht auszuschließen, dass Flusskrebse, die durch ihre omnivore Lebensweise große Mengen des Herbizides aufnehmen, die Substanz an ihre Nachkommen weitergeben.

Auch die Ergebnisse der Versuche mit Diclofenac unterstützen die Notwendigkeit strikter Einhaltung von Grenzwerten der Schadstoffe in Oberflächengewässern. Hier werden erste Effekte ab 0,04 mg/L (40 µg/L) festgestellt, was in den Bereichen der tatsächlich maxi-

malen Mengen in Oberflächengewässern liegt (29 µg/L, (Umweltbundesamt 2017). Dies hat zur Folge, dass davon ausgegangen werden kann, dass diese Spitzen der Konzentrationen bereits Auswirkungen auf die Reproduktion von Flusskrebsen aufweisen können. Diese Werte sind jedoch in deutschen Oberflächengewässern untypisch. Beim Vergleich der Ergebnisse mit der durchschnittlichen Konzentrationen an Diclofenac von bis zu 9,3 µg/L scheint zunächst die Gefahr des Stoffes für Flusskrebse noch vertretbar zu sein. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Konzentration von Diclofenac im Oberflächenwasser in den nächsten Jahren weiter ansteigt, da die Substanz schwer abbaubar ist und nur zu einem geringen Anteil in Klärwerken herausgefiltert werden kann (Vieno and Sillanpää 2014). Zusätzlich ist zu bedenken, dass auch in der Toxikologie als Grenzwerte die NOEC (No Observed Effect Concentrations) mit einem Faktor von 10 oder sogar 100 niedriger als angegeben werden (Streloke et al. 2007). Im Falle dieses Versuches würde dies bedeuten, dass Grenzwerte für Diclofenac auf 1 µg/L oder sogar 0,1 µg/L festgelegt werden müssten. Ebenso wie Terbutylazin ist Diclofenac eine lipophile Substanz mit einem log KOW-Wert von 4,51 und kann sich daher in den Geweben von Organismen höherer Trophiestufen anreichern. Als Folge könnten Flusskrebse Diclofenac durch ihre omnivore Lebensweise anreichern. Diese Ergebnisse bekräftigen die dringende Notwendigkeit stärkerer Kontrollen eingebrachter Chemikalien in die Umwelt und den daraus resultierenden Schutzmaßnahmen der Flusskrebse und deren Lebensgemeinschaften.

Ansprechpartner

Jan Laurenz

AG Limnologie, Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Am Botanischen Garten 9, 24118 Kiel, Deutschland

jlaurenz@zoologie.uni-kiel.de

Literatur

- Alwes F., Scholtz G. 2006. Stages and other aspects of the embryology of the parthenogenetic Marmorokrebs (Decapoda, Reptantia, Astacida). *Dev Genes Evol* 216:169–184. <https://doi.org/10.1007/s00427-005-0041-8>
- Bridges T.S., Farrar J.D. 1997. The influence of worm age, duration of exposure and endpoint selection on bioassay sensitivity for *Neantides arenaeodentata* (Annelida: Polychaeta). *Environ Toxicol Chem* 16:1650.
- Dietrich S., Ploessi F., Bracher F., Laforsch C. 2010. Single and combined toxicity of pharmaceuticals at environmentally relevant concentrations in *Daphnia magna* - a multigenerational study. *Chemosphere* 79: 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.069>
- Eades C., Waring C.P. 2010. The effects of diclofenac on the physiology of the green shore crab *Carcinus maenas*. *Mar Environ Res* 69 Suppl: 46–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.11.001>
- Kolpin D.W., Furlong E.T., Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D., Barber L.B., Buxton H.T. 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: A National Reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1202–1211. <https://doi.org/10.1021/es011055j>
- Koutnik D., Stara A., Zuskova E., Kouba A., Velisek J. 2017. The chronic effects of terbutylazine-2-hydroxy on early life stages of marbled crayfish (*Procambarus fallax f. virginalis*). *Pestic Biochem Physiol* 136: 29–33. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2016.08.008>
- Loos R., Gawlik B.M., Locoro G., Rimaviciute E., Contini S., Bidoglio G. 2009. EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. *Environ Pollut* 157: 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.020>
- Ma Q.L., Rahman A., James T.K., Holland P.T., McNaughton D.E., Rojas K.W., Ahuja L.R. 2004. Modelling the fate of Acetochlor and Terbutylazine in the field using the Root Zone Water Quality Model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1491–1500. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1491>
- Moschet C., Wittmer I., Simovic J., Junghans M., Piazzoli A., Singer H., Stamm C., Leu C., Hollender J. 2014. How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality. *Environ Sci Technol* 48: 5423–5432. <https://doi.org/10.1021/es500371t>
- Stepanova S., Pihlova L., Dolezelova P., Prokes M., Marsalek P., Skoric M., Svobodova Z. 2012. The effects of subchronic exposure to terbutylazine on early developmental stages of common carp. *Scientific World Journal* 2012:615920. <https://doi.org/10.1100/2012/615920>
- Streloke M., Erdtmann-Vourliotis M., Nolting H.-G., Dieter H., Klein A.-W., Pfeil R., Stein B. 2007. Bewertung von Grund- und Trinkwassermetaboliten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in verschiedenen regulatorischen Verfahren. *J. Verbr. Lebensm.* 2: 379–382. <https://doi.org/10.1007/s00003-007-0258-8>
- Turner J.A. 2015. The pesticide manual. Ed. 17: A world compendium, Seventeenth edition. Pesticide manual. BCPC, Alton
- Umweltbundesamt 2017. Arzneimittel und Umwelt. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/arzneimittel-umwelt>. Accessed 20 May 2017
- Velisek J., Kouba A., Stara A. 2013. Acute toxicity of triazine pesticides to juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Neuro Endocrinol Lett* 34 Suppl 2: 31–36
- Velisek J., Stara A., Koutnik D., Machova J. 2015. Effects of prometryne on early life stages of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Pestic Biochem Physiol* 118: 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.11.011>
- Velisek J., Stara A., Zuskova E., Kouba A. 2017. Effects of three triazine metabolites and their mixture at environmentally relevant concentrations on early life stages of marbled crayfish (*Procambarus fallax f. virginalis*). *Chemosphere* 175: 440–445.
- Vieno N., Sillanpää M. 2014. Fate of diclofenac in municipal wastewater treatment plant - a review. *Environ Int* 69: 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.021>

eDNA zum Nachweis der Krebspest und von Flusskrebsen – Erfahrungen aus der Schweiz

Die eDNA-Methode gilt als vielversprechende Möglichkeit Organismen anhand von Umweltproben nachzuweisen. In der Schweiz war die Methode zum Nachweis der Krebspest sowie der vorkommenden Flusskrebsarten nicht etabliert. Im Rahmen zweier Projekte wurde eine entsprechende Methode entwickelt und erste Erfahrungen gesammelt. Einen Teil der Ergebnisse werden in diesem Beitrag vorgestellt.

Einleitung

Umwelt-DNA (eDNA) Proben zum Nachweis von Organismen werden schon länger in Monitoring-Studien verwendet und sind bereits auch im Zusammenhang mit Flusskrebsen und der Krebspest zur Anwendung gekommen (z. B. Harper et al. 2018; Mauvisseau et al. 2018; Wittwer et al. 2018). Das Sammeln von eDNA aus Wasserproben soll die konventionellen Methoden (Gewässerbegehung und Reuseneinsatz) ergänzen und auch Flusskrebspopulationen mit geringer Abundanz auffindig machen können (Dougherty et al., 2016).

Bei der eDNA-Methode werden Umweltproben (Wasser, Boden, Kot, u. a.) genommen und die darin enthaltenen DNA-Schnipsel extrahiert. Diese können von Hautpartikeln, Ausscheidungen, Häutungsresten, toten Tieren aber auch zum Beispiel von Blut stammen. Im Labor werden DNA-Abschnitte auffindig gemacht, deren Basenfolgen artspezifisch sind und somit eine Differenzierung von anderen Arten zulassen.

Anwendungen im Bereich Flusskrebse sind vor allem das Auffinden von bisher unbekanntem Populationen einheimischer Flusskrebsarten aber auch die Eruierung von Verbreitungsgrenzen invasiver Arten. Der Nachweis der Krebspest hilft ebenfalls entsprechende gesetzliche Massnahmen umzusetzen bzw. zu rechtfertigen.

Projektziele

In der Schweiz war die Methodik zum Nachweis der Krebspest bzw. von Flusskrebsen anhand von Wasserproben nicht etabliert und entsprechende Erfahrungen fehlten. Fragen zu Nachweismöglichkeiten in verschiedenen Gewässertypen bzw. Nachweisgrenze

und Funktionalität sollten darum beantwortet werden. Ziel war es, neben der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) auch alle in der Schweiz vorkommenden Flusskrebsarten mit der Entwicklung einer Mehrfachnachweises der eDNA-Probenahme detektieren zu können (Tab. 1).

Methode

Zuerst mussten Marker entwickelt werden, welche die Unterscheidung der einzelnen Arten ermöglichen. Dazu wurden Gewebeproben aller zu untersuchenden Arten verwendet. Die Marker wurden in Zusammenarbeit mit der Firma Ecogenics (Balgach, Schweiz) entwickelt. Die Validierung der Marker fand im Labor mit Kulturen der Krebspest bzw. Gewebeproben der verschiedenen Flusskrebsarten statt.

Bei der Probenahme im Feld wurde pro Standort mithilfe einer Quetschpumpe (Alexis® 12 Volt Peristaltic Pump, Bradenton Florida) dreimal fünf Liter Wasser direkt aus dem Gewässer durch Glasmikrofaserfilter (1.0 µm, ohne Binder, Sorte GF/B, Whatman™, Maidstone, Kent, United Kingdom) gepumpt. Damit keine grösseren Partikel den Filter verstopfen, wurde bei der Ansaugstelle ein Trichter mit einem Netz (SEFAR NI-TEX 03-100/44 aus PA 6.6 mit 100 µm Maschenweite und 44% offener Fläche) eingesetzt. Dies ermöglichte es, eine grössere Menge Wasser zu filtern, ohne dass der Filter verstopft (Abb. 1).

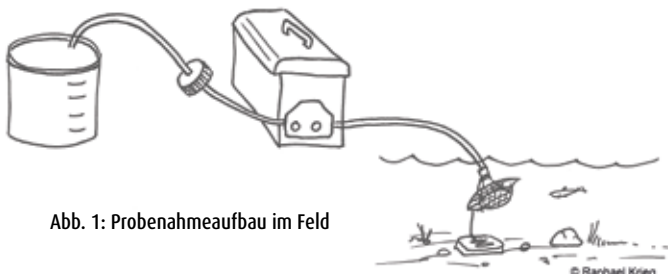


Abb. 1: Probenahmeaufbau im Feld



Abb. 2: Bestandteile eines Probenahme-Kits

Um Kreuzkontaminationen zu unterbinden, wurde für jeden Standort ein separates Probenahme-Kit mit dem benötigten Probenahmestandardmaterial zusammengestellt (Abb. 2). Alle mehrfachverwendbaren Bestandteile dieses Probenahme-Kits (Filterhalter, Silikonschlauch, Tauchblei, Trichter und Pinzette) wurden nach jedem Einsatz mit Javelwasser (Aktivchlor, 2.5 %) im Labor desinfiziert. Um eine Kontamination des Probenahme-Materials durch unsachgemässe Reinigung oder einem vorherigen Standort ausschliessen zu können, wurde an jedem Standort zuerst fünf Liter Reinstwasser als Negativkontrolle gefiltert.

Die Filter wurden bei -18 °C ins Labor transportiert und bei -80 °C bis zu deren Extraktion gelagert. Der Nachweis der Krebspest im Labor fand gemäss Vrälstad et al. (2009) und Strand et al. (2011) statt. Für die eDNA-Extraktion verwendeten wir das DNeasy PowerWater Kit (Quiagen, Hilden, Deutschland).

Bei der real-time PCR wurden für die nachzuweisende Flusskrebssart bzw. der Krebspest spezifische DNA Abschnitte der Proben mit einem fluoreszierenden Marker markiert. Nach der PCR wurde der sogenannte ct-Wert ermittelt. Dieser gab die Anzahl Zyklen an, welche durchgeführt wurden, bis ein definierter Schwellenwert erreicht wird. Dieser unterscheidet zwischen unspezifischem Rauschen und dem definitiven Nachweis eines Organismus. Je niedriger der ct-Wert umso mehr der gesuchten DNA war in der Probe vorhanden. Als positiver Nachweis galt, wenn mindestens in einem der drei Filter ein Organismus nachweisbar war.

Für die Validierung der Methode zum Nachweis der Krebspest wurden Standorte beprobt, welche bereits bei früheren Krebspest-Kampagnen (Jean-Richard, 2013) mittels PCR-Untersuchung von Flusskrebssgewebeprobe untersucht wurden.

Um die Funktionalität der Methode zum Nachweis von Flusskrebsen zu prüfen, wählten wir verschiedene Standorte mit bekannten Vorkommen aus und setzten an jeder eDNA-Probestelle zusätzlich eine Reuse. Beim hier vorgestellten Validierungsstandort für Stehgewässer (Kraftwerk Wettingen, Staubereich) wurden Anfang Mai Teilproben von je drei Litern an jedem Reusenstandort in einem Kübel gesammelt und anschliessend gefiltert (Abb. 3). Für die Validierung der Methode in einem Fliessgewässer wurde ein kleiner Bach mit bekanntem Dohlenkrebsvorkommen ausgewählt. Mitte Mai wurden Reusen gesetzt, sowie eDNA-Proben im Abstand von etwa 500 Metern inner- und unterhalb des Bestandes genommen (Abb. 4). Neben den Standorten für die Validierung wurden auch von kantonalen Fischereifachstellen ausgewählte Stellen beprobt. Dies ermöglichte die Beantwortung individueller Fragestellungen. Standorte an denen wir während den Probenahmen Flusskrebse fanden, sind hier ebenfalls als Validierungsstandorte aufgeführt.



Abb. 3: Probenahmestandorte (je 5 Probenahmen à 3 Liter) an welchen jeweils auch Reusen eingesetzt wurden. Gelber Punkt = Kamberkrebs-Nachweis mit Reuse, gelber Punkt = Signalkrebs-Nachweis mit Reuse.



Abb. 4: Resultate der Untersuchungen im Riedbächli. Gelb eingezeichnet ist das Dohlenkrebsvorkommen.

Tab. 1: Liste der Flusskrebssarten, die anhand der eDNA-Methode bestimmt wurden.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Gefährdungsstatus
Edelkrebs	<i>Astacus astacus</i>	gefährdet
Dohlenkrebs	<i>Austropotamobius pallipes</i>	stark gefährdet
Steinkrebs	<i>Austropotamobius torrentium</i>	stark gefährdet
Galizischer Sumpfkrebs	<i>Astacus leptodactylus</i>	nicht einheimisch!
Signalkrebs	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	nicht einheimisch!
Kamberkrebs	<i>Orconectes limosus</i>	nicht einheimisch!
Roter Amerikanischer Sumpfkrebs	<i>Procambarus clarkii</i>	nicht einheimisch!

Resultate

Mit der eDNA-Methode konnte im Greizersee keine Krebspest nachgewiesen werden, obwohl dies 2003 bei der Untersuchung von Kamberkrebsen gelang. Im Genfersee konnte die Präsenz der Krebspest bestätigt werden. In der Birs, in welcher bei einer 2002 durchgeführten Untersuchung kein Nachweis erbracht wurde, gelang der Nachweis mittels der eDNA-Methode. Im Lac de Brenet konnte der Nachweis von 2012 bestätigt werden. Krebspest-DNA war nur in einem Filter nachweisbar. Dies deutet auf eine geringe Sporendichte des Erregers hin. Im Neuenburgersee wurde 2002 ein Krebspestnachweis erbracht. Jedoch ein Jahr später nicht mehr. Auch bei der eDNA-Untersuchung gelang dort kein Nachweis. Keine Krebspest wurde im Depotsee in Interlaken nachgewiesen, obwohl bei zwei Untersuchungen 2002 und 2012 dies anhand der Untersuchung von Kamberkrebsen möglich war (Tab. 2).

Im Staubereich des Kraftwerks Wetztingen in Zürich fanden sich nur in drei der zehn Reusen einzelne Signal- und Kamberkrebs (Abb. 3). Mit der eDNA-Methode gelang kein Nachweis im selben Zeitraum.

Im Riedbächli gelang der Nachweis der Dohlenkrebs innerhalb des Bestandes (Abb. 4, gelb) mit beiden Methoden. Mit der eDNA-Methode konnte auch gut 900m unterhalb des eigentlichen Vorkommens noch Dohlenkrebs-DNA nachgewiesen werden. In der Frenke, in welche das Riedbächli mündet, wurde ebenfalls ein Tier nachgewiesen. Dort ist aufgrund der schlechten Wasserqualität kein etablierter Bestand bekannt.

In allen eDNA-Proben, an welchen Flusskrebse während der Probenahme gefunden wurden, gelang der Nachweis mit der eDNA-Methode (Tab. 3). Teilweise war dies jedoch nur in einem Filter der Fall.

Diskussion

Die Ergebnisse der eDNA-Krebspestuntersuchungen waren im Vergleich zu vergangenen Kampagnen (2003 und 2012) anhand der Untersuchung von Flusskrebsen nicht in allen Fällen deckungsgleich. Vergleicht man die zwei vergangenen Kampagnen, sieht man, dass auch dort unterschiedliche Resultate für dieselben Gewässer vorkamen. Dies zeigt, dass mit der konventionellen Methode ein negativer Befund keineswegs ein Garant für die Krebspestfreiheit eines Bestandes ist. Dasselbe gilt für die eDNA-Methode (Roussel et al., 2015). In grossen

Gewässern (z. B. Genfersee, Neuenburgersee, Greizersee) in denen Flusskrebse teilweise nur punktuell vorkamen, kann es sich als schwierig erweisen, mit einer Wasserprobe Krebspestsporen zu sammeln. Die Anzahl Sporen hängt auch mit der Bestandesgrösse und dem Infektionsstatus der Flusskrebse zusammen (Wittwer et al., 2018b). Die Sporendichte unterliegt zudem jahreszeitlichen Schwankungen, die sich auf unterschiedliche Intensitäten der Aktivität und auf Häutungen zurückführen lassen (Wittwer et al. 2018). Es ist auch bekannt, dass in Gewässern mit Krebspestausbuch in einem einheimischen Bestand eine bis zu 43 Mal höhere Sporenkonzentration vorherrscht als in einem Gewässer mit latent infizierten amerikanischen Flusskrebsen (Strand et al., 2014). Dies kann ein Grund sein, warum im Greizer-, Neuenburger- und Depotsee kein eDNA-Nachweis der Krebspest möglich war. In der Birs beim Standort Hofmatt wurde durch die

Tab. 2: Auswahl an Gewässern, welche mittels eDNA auf Krebspest untersucht wurden. (OL = *Orconectes limosus*, PL = *Pacifastacus leniusculus*)

Gewässer, Standort	Wasser gefiltert (l)	Filter	Ct-Wert Ø	Letzte Erhebung Art, <i>A. astaci</i> Nachweis
Greizersee, Avry-t-Pont	5	NK	-	2003 <i>O. limosus</i> , positiv
	5	F1	-	
	5	F2	-	
	5	F3	-	
Genfersee, Nyon	5	NK	-	2003 <i>P. leniusculus</i> , positiv
	5	F1	44,65	
	5	F2	-	
	5	F3	-	
Birs, Hofmatt	5	NK	-	2002 <i>P. leniusculus</i> , negativ
	5	F1	44,49	
	5	F2	37,72	
	5	F3	34,95	
Birs, Duggingen	5	NK	-	2012 <i>P. leniusculus</i> , negativ
	4	F1	39,06	
	3,5	F2	41,43	
	3	F3	-	
	3	F4	38,58	
	1,5	F5	40,21	
Lac de Brenet, Les Charbonnières	5	NK	-	2012 <i>P. leniusculus</i> , positiv
	5	F1	37,66	
	5	F2	-	
	5	F3	-	
Neuenburgersee, Estavayer le lac	5	NK	-	2002 <i>P. leniusculus</i> , positiv 2003 <i>P. leniusculus</i> , negative
	5	F1	-	
	5	F2	-	
	5	F3	-	
Depotsee, Interlaken	5	NK	-	2002 <i>O. limosus</i> , positive 2012 <i>O. limosus</i> , positive
	5	F1	-	
	5	F2	-	
	5	F3	-	

Tab. 3: Ergebnisse der Standorte an welchen während der Probenahme Flusskrebse gefunden wurden.

Gewässer, Standort	Filter	Wasser gefiltert (l)	Ct-Wert Ø	Nachweis eDNA	Nachweis Feld
Schlimbach, Wiggehof	NK	5	-	-	<i>A. astacus</i>
	F1	4	35,385	<i>A. astacus</i>	
	F2	3	34,215	<i>A. astacus</i>	
	F3	3	31,405	<i>A. astacus</i>	
Rotbach, Rothenburg	NK	5	-	-	<i>A. astacus</i>
	F1	5	-	-	
	F2	5	-	-	
	F3	5	38,42	<i>A. astacus</i>	
Chräbsbach, Rünzel	NK	5	-	-	<i>A. torrentium</i>
	F1	4	-	-	
	F2	3	-	-	
	F3	3	45	<i>A. torrentium</i>	
Riau Gresin, Aval Bois Devant	NK	5	-	-	<i>A. pallipes</i>
	F1	4	32,36	<i>A. pallipes</i>	
	F2	3,5	32,84	<i>A. pallipes</i>	
	F3	3,5	-	-	
	F4	3,5	31,64	<i>A. pallipes</i>	
Ruisseau du Crêt, Bois de l'Étang	NK	5	-	-	<i>A. pallipes</i>
	F1	5	39,81	<i>A. pallipes</i>	
	F2	5	35,61	<i>A. pallipes</i>	
	F3	5	36,45	<i>A. pallipes</i>	

Beprobung von 20 Signalkrebsen (2002) im Gegensatz zur eDNA-Methode kein Krebspestnachweis erbracht. Dies könnte mit einer eher geringen Infektionsrate in der Population und mit der eher geringen Anzahl an untersuchten Tieren zu tun haben.

Ein Grund für den fehlenden Nachweis von Signal- bzw. Kamberkrebsen im Staubereich des Kraftwerks Wettingen könnte die recht früh im Jahr durchgeführte Probenahme sein (Harper et al., 2018). Anfang Mai waren die Temperaturen in diesem Jahr vergleichsweise tief. Bekanntlich sind Flusskrebse unter diesen Umständen weniger aktiv (Stucki, 2002). Auch könnte es sich um eine eher kleine Population handeln, was den Nachweis zusätzlich erschwert (Tréguier et al., 2014).

Im Riedbächli konnten Dohlenkrebse bis etwa 900m unterhalb des Vorkommens nachgewiesen werden. Bei der Nachweisdistanz spielt die Verdünnung der DNA durch zufließendes Wasser aus Bächen und Drainagen eine Rolle, da dies einen Einfluss auf die DNA-Menge in den Proben hat (Rees et al., 2014). Während der Probenahmezeit (Mitte Mai) waren die weiblichen Tiere eiertragend. Dies führt zu einer höheren DNA Menge im Wasser (Dunn et al., 2017) und einer angenommenen weiteren Nachweisdistanz. Ein Teil der DNA lagert sich auch im Sediment ab und kann im Wasserkörper nicht mehr nachgewiesen werden. Dabei wird vermutet, dass der Biofilm auf dem Substrat einen Teil der DNA aus dem Wasserkörper abfängt (Shogren et al., 2018).

Da teilweise in nur einem von drei Filtern der Nachweis der Krebspest bzw. von Flusskrebsen gelang, empfehlen wir eine Wassermenge von mindestens 15 Litern zu beproben.

In vielen Studien wird eDNA als praktisches Werkzeug zum Nachweis der Krebspest oder von Flusskrebsen genannt (z. B. Rice et al. 2018; Mauvisseau 2019). Der momentane Stand unserer Resultate zeigt, dass falsch-negativ Resultate auch bei der eDNA-Methode auftreten können und sie keinesfalls konventionelle Methoden ersetzen kann. Wir sehen die eDNA-Methode aus diesem Grund als praktische Ergänzung zu Begehungen und Reuseneinsatz bzw. Krebspest-Untersuchung mittels Gewebeprobe und PCR.

Ansprechpartner

Raphael Krieg
 Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz
 Hofackerstraße 30, 4132 Muttenz, Schweiz
 raphael.krieg@fhnw.ch, Tel. +41 61 228 5432

Literatur

- Dougherty M.M., Larson E.R., Renshaw M.A., Gantz C.A., Egan S.P., Erickson D.M., Lodge D.M. 2016. Environmental DNA (eDNA) detects the invasive rusty crayfish *Oreochromis rusticus* at low abundances. *J Appl Ecol* 53: 722–732.
- Dunn N., Priestley V., Herraiz A., Arnold R., Savolainen V. 2017. Behavior and season affect crayfish detection and density inference using environmental DNA. *Ecol Evol* 7: 7777–7785.
- Harper K., Bean C., Turnbull J., Leaver M., Anucha P. 2018. Searching for a signal: Environmental DNA (eDNA) for the detection of invasive signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). *Manag Biol Invasions* 9: 137–148.
- Jean-Richard P. 2013. Krebspestherhebung in der Schweiz Kampagne 2012.
- Mauvisseau Q. 2019. Early detection of an emerging invasive species: eDNA monitoring of a parthenogenetic crayfish in freshwater systems. *Manag Biol Invasions* 10: 461–472.
- Mauvisseau Q., Coignet A., Delaunay C., Pinet E., Bouchon D., Souty-Grosset C. 2018. Environmental DNA as an efficient tool for detecting invasive crayfishes in freshwater ponds. *Hydrobiologia* 805: 163–175.
- Rees H.C., Maddison B.C., Middleditch D.J., Patmore J.R.M., Gough K.C. 2014. The detection of aquatic animal species using environmental DNA – a review of eDNA as a survey tool in ecology. *J Appl Ecol* 51: 1450–1459.
- 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. *Freshw Biol* 63: 443–455.
- Roussel J.M., Paillisson J.M., Tréguier A., Petit E. 2015. The downside of eDNA as a survey tool in water bodies. *J Appl Ecol* 52: 823–826.
- Shogren A.J., Tank J.L., Egan S.P., August O., Rosi E.J., Hanrahan B.R., Renshaw M.A., Gantz C.A., Bolster D. 2018. Water flow and biofilm cover influence environmental DNA detection in recirculating streams. *Environ Sci Technol* 52: 8530–8537.
- Strand D.A., Jussila J., Johnsen S.I., Viljamaa-Dirks S., Edsman L., Wiik-Nielsen J., Viljgrein H., Engdahl F., Vrålstad T. 2014. Detection of crayfish plague spores in large freshwater systems. *Morgan E., ed. J Appl Ecol* 51: 544–553.
- Strand D.A., Holst-Jensen A., Viljgrein H., Edvardsen B., Klaveness D., Jussila J., Vrålstad T. 2011. Detection and quantification of the crayfish plague agent in natural waters: direct monitoring approach for aquatic environments. *Dis Aquat Organ* 95: 9–17.
- Stucki T. 2002. Differences in life history of native and introduced crayfish species in Switzerland. *Freshw Crayfish* 13: 463–476.
- Tréguier A., Paillisson J.M., Dejean T., Valentini A., Schläpfer 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. *J Appl Ecol* 51: 871–879.
- 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*. *Vet Microbiol* 137: 146–155.
- Wittwer C., Stoll S., Strand D.A., Vrålstad T., Nowak C., Thines M. 2018a. eDNA-based crayfish plague monitoring is superior to conventional trap-based assessments in year-round detection probability. *Hydrobiologia* 807: 87–97.
- Wittwer C., Stoll S., Thines M., Nowak C. 2018b. eDNA-based crayfish plague detection as practical tool for biomonitoring and risk assessment of *A. astaci*-positive crayfish populations. *Biol Invasions* 21: 1075–1088.

Overkill-Fallstudien zum Einfluss von *Faxonius immunis* auf das Makrozoobenthos in Kleingewässern

Abstract

Der Kalikokrebs *Faxonius immunis* verbreitet sich über Fließgewässer und Gräben und ist in der Lage, durch Wanderung über Land Kleingewässer zu besiedeln. Dort bildet die Art hohe Populationsdichten aus und verändert das Habitat drastisch. Um die konkreten Auswirkungen der Krebsinvasion auf die Wirbellosenfauna in Kleingewässern darzustellen, wurden in Rheinstetten südlich von Karlsruhe Erfassungen aus den Jahren 2015 und 2017 miteinander verglichen. Nachdem *F. immunis* im Jahr 2017 eine große Population im Gewässer gebildet hatte, waren Einbrüche innerhalb der Wirbellosenfauna, insbesondere bei den Libellenlarven und Wasserkäfern, zu verzeichnen. In einer zweiten Untersuchung wurde vom 16.–19.10.2017 die Populationsdichte von *F. immunis* in einem Life+-Gewässer in Durmersheim südlich von Karlsruhe durch capture-mark-recapture untersucht sowie anschließend die Wirbellosenfauna beprobt. In diesem Gewässer erreichte *F. immunis* eine Dichte von über 10 Individuen / m², wobei innerhalb der aquatischen Makroinvertebraten nur sehr wenige Arten zu finden waren.

Einleitung

Der aus Nordamerika stammende Kalikokrebs *Faxonius immunis* (Hagen) wurde 1993 erstmals am Oberrhein nachgewiesen (Gelman et al., 2006). Als r-Strategie mit großem Verbreitungspotenzial (Chucholl, 2012) konnte er sich bis heute entlang des Oberrheins ausbreiten (Chucholl, 2012; Herrmann et al., 2018c). In Nordrhein-Westfalen ist ein isoliertes Vorkommen in Düsseldorf bekannt (Gross, 2019). Auch Stillgewässer werden von dieser Flusskrebsart durch Überlandwanderung das ganze Jahr über besiedelt (Crocker & Barr, 1968; Herrmann et al., 2018b). In fischfreien Kleingewässern baut *F. immunis* große Bestände auf (Martens 2016). Dabei sorgt der Krebs als Topprädator für einen erhöhten Fraßdruck auf heimische Amphibien- und Libellenlarven und ist als omnivore Art gleichzeitig Nahrungskonkurrent auf allen trophischen Ebenen. Sind Amphibienschutzgewässer von Kalikokrebsen besiedelt, lässt sich zudem ein Rückgang an Makrophyten

Keywords

invasive Arten
Neobiotika
mark-recapture
Amphibienschutz
Populationsgröße

feststellen, welcher durch die adulten Krebse verursacht wird (Letson & Makarewicz, 1994). Die Wirkung der direkten Effekte durch Prädation sowie durch indirekte Effekte durch den Rückgang an Makrophyten als Deckung und Laichsubstrat in Amphibienschutzgewässern sollten in diesen ersten Fallstudien beleuchtet werden.

Die Inhalte der ersten Fallstudie (der Vergleich von Daten der Makroinvertebraten aus den Jahren 2015 und 2017 in einem Gewässer mit hoher Krebsdichte) wurden bereits als erweitertes Abstract in den Ergebnissen zur Jahrestagung 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie verschriftlicht und können dort kostenfrei heruntergeladen werden (Herrmann et al., 2018a). Um Doppelungen zu vermeiden, wird der Fokus in diesem Beitrag auf der zweiten Fallstudie liegen, welche sich mit einer Populationsschätzung zur Krebsdichte in einem Kleingewässer beschäftigt.

Untersuchungsgebiet und Methode

Das Untersuchungsgebiet liegt im Landschafts- und Naturschutzgebiet „Rheinniederungen zwischen Au am Rhein, Durmersheim und Rheinstetten“ im Landkreis Rastatt. Als Life+-Gewässer wurde es für den Schutz des Kammolchs *Triturus cristatus* im Winter 2013/2014 in einem Buchenwald auf dem Flurstück 876, Heilwald, angelegt. Es hat eine Fläche von 482 m² und wird teilweise von Röhricht umgeben. Typische Wasserpflanzen wie die Armleuchteralgen (*Chara* spp.), Schwimmendes Laichkraut *Potamogeton natans* und Hornblatt *Ceratophyllum demersum* waren nicht mehr zu sehen,



Abb. 1: Nordwestlicher Uferabschnitt des Heilwaldtumpels in Durmersheim mit starker Trübung des gesamten Wasserkörpers am 16.10.2017



Abb. 2: Mit Lackstift markierter Kalikokrebs

waren aber im Sommer 2016 noch vorhanden (K. Grabow, mündlich). Das Gewässer wies zum Zeitpunkt der Untersuchung eine Trübung des gesamten Wasserkörpers auf (Abb. 1). Die Tageshöchsttemperatur lag im Untersuchungszeitraum zwischen dem 16.10.2017 und 19.10.2017 zwischen 20 und 24 °C, das Temperaturminimum bei 4–7 °C.

Mit jeweils zwei Köderfischsenken (Fa. JENZI) mit einer Maschenweite von 6 mm und einer Netzfläche von 1 m² wurden im Ost- und Westbereich des Gewässers Kalikokrebse gefangen. Pro Untersuchungstag (i) wurden mit jeder Senke 10 Fänge durchgeführt. Die Senken waren einheitlich mit verschiedenen Karpfenboilies beködert. Gefangenen Kalikokrebsen wurde der Carapax mit Papiertüchern abgetrocknet. Anschließend wurden sie mit Lackstiften (Fa. Marabu, Brilliant Painter) markiert und auf laminiertem Millimeterpapier mit einer Kamera (Canon EOS 7D, 18–120 mm) zur späteren Vermessung fotografiert (Abb. 2). Bis zum letzten Fang des Tages wurden die Krebse trocken in separaten Eimern mit feuchten Tüchern am Boden gehältert und anschließend wieder ins Gewässer gegeben, um ungewollte Wiederfänge auszuschließen und die Farbmarkierungen aushärten lassen zu können. Da die Untersuchung in einem Naturschutzgebiet stattfand, wurde im Vorfeld die benötigte Genehmigung eingeholt.

Die Populationsgrößenabschätzung erfolgte auf Grundlage des Lincoln Index:

$$P_i = (M(i) * n(i)) / m(i) - 1$$

mit: $M(i)$ = geschätzte Anzahl aller markierten Individuen der Population am Tag i ;
 $n(i)$ = Anzahl der gefangenen Tiere am Tag i ;
 $m(i)$ = Anzahl aller markierten wiedergefangenen Tiere am Tag i ;
 $P(i)$ = Populationsgrößenabschätzung zu Tag i ;

wobei für jeden Untersuchungstag i die Populationsgröße $P(i)$ geschätzt wird (Lincoln, 1930; Otis et al., 1978). Diese Methode wird grundsätzlich für geschlossene Systeme verwendet, wir gingen auf Basis der Be-

rechnungen von Nowicki et al. (2008) und aufgrund unserer Erfahrungen von zu vernachlässigenden Effekten auf das Ergebnis aus und betrachteten die Population als geschlossenes System.

Die Carapaxlänge (CL) der Kalikokrebse wurde mittels der Fotos am Computer mit dem Programm ImageJ von der Spitze des Rostrums bis zur ersten Abdominalfuge vermessen. Die gefangenen Krebse wurden in Größenklassen (1 mm) eingeteilt und eine Übersicht über die Größenzusammensetzung erstellt.

Im Anschluss an die Populationsgrößenabschätzung wurde die aquatische Wirbellosenfauna qualitativ beprobt. Hierzu wurden 4 repräsentativen Flächen zu jeweils 1 m² am Gewässerrand ausgewählt. Diese wurden zeitbasiert jeweils 10 Minuten mit einem Drahtnetzkescher (Maschenweite 1,5 mm) bekeschert. Gefangene Tiere wurden in 97 % Ethanol konserviert und zur Bestimmung ins Labor überführt.

Ergebnisse

Insgesamt wurden $M(4) = 1833$ Kalikokrebse während der Untersuchung gefangen und markiert. Die Wiederfangquote stieg über den gesamten Untersuchungszeitraum von 16,3 % am ersten Wiederfangtag auf 28,89 % an. Die höchste Wiederfangquote konnte bei $i=3$ mit 28,89 % ($m(3) = 152$) des gesamten Tagesfangs ($n(3) = 526$) festgestellt werden. Die Populationsgrößenabschätzung mittels Lincoln-Peterson-Index ergab an Untersuchungstag 3 $P_3 = 5048 \pm 484$ Individuen (Abb. 3). Die relative Dichte an Krebsen gemessen an der geschätzten Population und der Wasserfläche des untersuchten Gewässers lag bei 10,48 Individuen/m². Die CL der vermessenen Krebse betrug im Mittel 18 ± 5 mm, die $CL_{min} = 10,1$ mm, $CL_{max} = 40,76$ mm (Abb. 4). Innerhalb der aquatischen Wirbellosenfauna wurden 13 Individuen aus sieben Arten erfasst (Tab. 2).

Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass *F. immunitis* sehr hohe Individuendichten in einem Kleingewässer aufbauen kann. In den Niederlanden haben Roessink et al. (2017) bereits bei einer Dichte von 1,25 Krebsen/m² einen signifikanten Rückgang der Makrophyten im Gewässer nachgewiesen. Das Fehlen von Deckung oder Siedelsubstrat sowie die hohe Individuendichte an Flusskrebse im Tümpel in Durmersheim scheint die Artenzusammensetzung der Makroinvertebratenfauna dort zu prägen. Im Oktober 2017 wurden überwiegend sehr mobile Taxa gefunden, die in der Lage sind, das Freiwasser zur Flucht zu nutzen (Tab. 2). Die geringe Anzahl an aquatischen Wirbellosen wird als Folge der

hohen Dichte an Flusskrebse im Gewässer vermutet, da ähnliche Untersuchungen zu Auswirkungen von gebietsfremden invasiven Flusskrebsen in Gewässern zeigen, dass die beobachteten geringen Dichten an Makroinvertebraten und das Fehlen von Makrophyten typisch für dicht von invasiven Flusskrebsen besiedelte Gewässer sind (Coler & Seroll, 1975; Hanson et al., 1990; Nyström et al., 1996; Roessink et al., 2017).

Die Größenverteilung der Krebse im Heilwaldtümpel in Durmersheim im Oktober (Abb. 4) entspricht etwa der, wie sie bei dieser Krebsart typischerweise bereits im Frühsommer besteht (Tack, 1941; Chucholl, 2012). Das Überwiegen kleiner Individuen führen wir auf Nahrungsmangel zurück. Somit lässt sich das Alter der Tiere in Kleingewässern nicht eindeutig bestimmen.

Bisherige Untersuchungen zu Populationsdichten von Flusskrebsen basieren überwiegend auf dem Catch-per-Unit-Effort (z. B. Nyström et al., 1996; Cruz & Rebelo, 2007). Hierbei wird jedoch nur die Dichte an aktiven Tieren erhoben. In dieser Fallstudie wurde versucht, sich dem Problem der Populationsdichte von Flusskrebsen in einem Kleingewässer durch Schätzung mittels Fang-Wiederfang-Methoden zu nähern. Populationsschätzungen von schwer erreichbaren oder sich versteckenden Individuen tendieren jedoch dazu, nur einen Teil der Population abzubilden (z. B. Otis et al., 1978). Hierzu sind weitere Vergleichsstudien nötig.

Ansprechpartner

Alexander Herrmann

Institut für Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe,
Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland
alexander.herrmann@ph-karlsruhe.de

Danksagung

Unser herzlicher Dank gilt Frau Isa Weinerth von der Gemeinde Durmersheim für die gute Zusammenarbeit und unkomplizierte Kommunikation, ohne die eine Arbeit am Tümpel im Heilwald nicht möglich gewesen. Nicht zuletzt gilt unser Dank Michaela Keller, Farid Rafinejad, Annika Fröhlich sowie Manuel Hasch, die unermüdet Aonen von Kalikokrebsen während der Untersuchung markiert haben. Die Studie wurde unterstützt von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg aus zweckgebundenen Erträgen der Glücksspirale.

Literatur

- Chucholl C. 2012. Understanding invasion success: Life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunitus* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowl Manag Aquat Ecosyst*, 404: 4.
- Coler R.A. & Seroll A. 1975. Demonstrated food preferences of *Orconectes immunitus* (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 29: 319–320.
- Crocker, D. W. & Barr, D. W. 1968. *Handbook of the crayfishes of Ontario*. Published for Royal Ontario Museum by University of Toronto Press.
- Cruz M.J. & Rebelo R. 2007. Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus darkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 575: 191–201.
- Gelmar C., Pätzold F., Grabow K., Martens A. 2006. Der Kalikokrebs *Orconectes immunitus* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flußkrebse breitet sich schnell in Mitteleuropa aus. *Lauterbornia*, 56: 15–25.
- Gross H. 2019. Erster Nachweis des Kalikokrebses *Faxonius immunitus* in Nordrhein-Westfalen. *Forum Flusskrebse* 2019: 68–69.
- Hanson J.M., Chambers P.A., Prepas E.E. 1990. Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshw Biol*, 24: 69–80.
- Herrmann A., Stephan A., Keller M., Martens A. 2018a. Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunitus*: eine Fallstudie. *Ergebnisse der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie* 2017. 160–166.
- Herrmann A., Schnabler A., Martens A. 2018b. Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunitus* (Hagen) at the Upper Rhine River area. *Knowl Manag Aquat Ecosyst*, 419: 30.
- Herrmann A., Stephan A., Martens A. 2018c. Erste Funde des Kalikokrebses *Faxonius immunitus* in Hessen (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia*, 85: 91–94.
- Letson M.A. & Makarewicz J.C., 1994. An experimental test of the crayfish (*Orconectes immunitus*) as a control mechanism for submersed aquatic macrophytes. *Lake Reserv Manag*, 10: 127–132.
- Lincoln F.C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns, United States Department of Agriculture, Washington D.C., Circular 118.
- Martens A. 2016. Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *Naturschutzinfo* 2016: 24–26.
- Nowicki P., Tirelli T., Mussat Sartor R., Bona F., Pessani D. 2008. Monitoring crayfish using a mark-recapture method: Potentials, recommendations, and limitations. *Biodivers Conserv*, 17: 3513–3530.
- Nyström P., Brönmark C., Granéli W. 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshw Biol*, 36: 631–646.
- Otis D.L., Burnham K.P., White G.C., Anderson D.R. 1978. Statistical interference from capture data on closed animal populations, Utah Cooperative Wildlife Research Unit, Logan, Wildl Monogr 62.
- Roessink I., Gylstra R., Heuts P., Specken B., Ottburg F. 2017. Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquat Invasions*, 12: 397–404.
- Tack P.I. 1941. The life history and ecology of the crayfish *Cambarus immunitus* Hagen. *Am Midl Nat* 25: 420–446.

Tab. 1: Darstellung von Untersuchungstag (i), Zahl der gefangenen Krebse (n), Zahl der Wiederfänge (m) und Anzahl markierter Tiere im Gewässer (M) während der Fang-Wiederfang-Untersuchung

Datum	i	n	m	M
16.10.2017	0	672	0	672
17.10.2017	1	460	75	1057
18.10.2017	2	495	93	1459
19.10.2017	3	526	152	1833

Tab. 2: Gefundene aquatische Wirbellose bei der Beprobung am 27.10.2017

Art	Anzahl Individuen
<i>Sigara falleni</i>	1
<i>Sigara lateralis</i>	1
<i>Sigara nigrolineata</i>	2
<i>Notonecta glauca</i>	4
<i>Cloeon dipterum</i>	3
<i>Chaoborus christallius</i>	1
<i>Tubifex</i> sp.	1

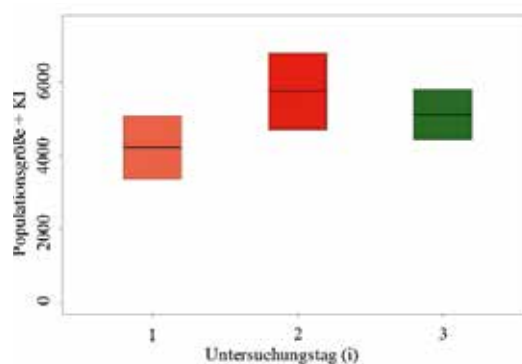


Abb. 3: Populationsschätzungen des Kalikokrebses mit 95 %-Konfidenzintervallen (Boxen) nach Untersuchungstagen im Heilwaldtümpel in Durmersheim.

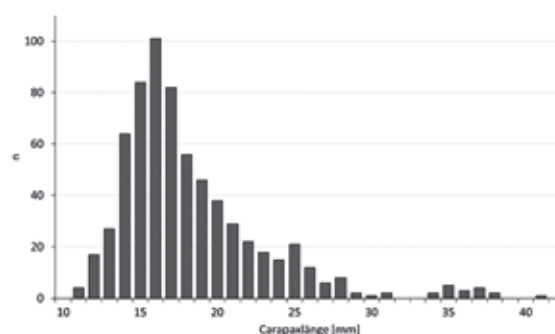


Abb. 4: Größenverteilung der gefangenen Kalikokrebse (n=672) im Oktober 2017 im Heilwaldtümpel in Durmersheim

Management des Kalikokrebse in Kleingewässern: Fehlschläge und Erfolge

Der Kalikokrebs *Faxonius immunis* ist ein invasiver Flusskrebs am Oberrhein mit drei bemerkenswerten Eigenschaften: er baut Röhren im Gewässergrund, er geht über Land und er hat ein großes Fortpflanzungspotenzial. Eine solche Art zurückzudrängen ist eine Herausforderung.

Hier soll über wissenschaftlich begleitete Managementmaßnahmen berichtet werden, die an Kleingewässern der Stadt Rheinstetten südlich von Karlsruhe stattfanden. Daneben werden parallel durchgeführte Maßnahmen in Sinzheim und in Gaggenau vorgestellt, in die die in Rheinstetten gemachten Erfahrungen sofort einfließen.

Das bisherige Konzept verfolgte 3 Richtungen:

1. vollständiger Fang der Krebse in einem Kleingewässer,
2. Kieseinbringung in das meist lehmige Gewässer um den Röhrenbau einzuschränken und
3. die Errichtung einer Baumstammbarriere zur Vermeidung der Wiederbesiedlung durch Flusskrebse bei Durchlässigkeit für Amphibien.

Für den Fang des Kalikokrebse in flachen Gewässern wurden 11-Loch-Kalksandsteine (240 x 115 x 113 mm, Löcher 30 mm Durchmesser) als künstliche Verstecke exponiert. Diese Methode ist sehr wirksam zum Fang eitragender Weibchen im Winter. Sie stellt im Gegensatz zum Einsatz von Reusen keine Falle für Amphibien dar und ist auch bei geringer Dichte ganzjährig wirksam. Ein vollständiges oder nahezu vollständiges Zurückdrängen der Krebse ist nur möglich, wenn sie sich nicht in selbstgegrabenen Röhren verstecken können.

Ansprechpartner

Prof. Dr. Andreas Martens
Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, PH Karlsruhe,
Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland
martens@ph-karlsruhe.de



Kalikokrebs *Faxonius immunis* (Foto: Wikimedia Commons)

Invasive showdown – Konkurrenz zwischen Kaliko- (*Faxonius immunis*) und Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*)

Invasive Flusskrebse gehören zu den schädlichsten Invasoren europäischer Süßwasserlebensräume. Da der ökologische Einfluss auf bestehende Lebensgemeinschaften artspezifisch sein kann, sollten Änderungen der Flusskrebsfauna genau beobachtet werden. In dieser Studie untersuchte ich erstmals sowohl direkte aggressive Interaktionen als auch Konkurrenz um Deckung zwischen zwei sehr erfolgreichen Invasoren, dem Kalikokrebs (*Faxonius immunis*) und dem Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), die seit einiger Zeit in der Oberrheinebene in Kontakt sind. Anhand von Laborexperimenten führte ich zwischenartliche Kämpfe in 1:1 Kombinationen durch und bot eine limitierte Ressource, eine Versteckmöglichkeit für tagsüber, an. In größen- und geschlechtsspezifischen Kombinationen gewann der Kalikokrebs deutlich mehr Interaktionen als der Signalkrebs, allerdings waren Kalikokrebsweibchen gleich großen Signalkrebsmännchen unterlegen. Gleichermaßen waren Kalikokrebsmännchen in scherengrößen-gepaarten Kämpfen, welche zu einem durchschnittlichen Größenvorteil von 4 mm für den Signalkrebs führten, Signalkrebsmännchen unterlegen. Im Versteckkonkurrenzversuch zeigten beide Arten eine gleiche Affinität zum angebotenen Versteck, der Kalikokrebs war jedoch unabhängig vom Geschlecht

dominant. Die Dominanz der Kalikokrebsmännchen in größengepaarten Kombinationen könnte durch ihr größeres „resource holding potential“, bedingt durch die größere Scherenlänge von Kalikokrebsmännchen, erklärt werden. Jedoch wiesen größengepaarte Kalikokrebs- und Signalkrebsweibchen gleich große Scheren auf, was ein Hinweis auf eine inhärent größere Aggression von Kalikokrebsen sein könnte. Aufgrund dieser Ergebnisse kann erwartet werden, dass der Kalikokrebs gleichgroße Signalkrebse auskonkurriert. Da der Signalkrebs jedoch deutlich größer als der Kalikokrebs wird und bereits bei einem Größenvorteil von 4 mm dominant war, dürften Ergebnisse von Interaktionen im Freiland deutlich komplexer sein. Nicht zuletzt dürften auch die entgegengesetzten Lebenszyklus-Strategien von Kaliko- und Signalkrebsen (r- vs. K-selektierte Lebenszyklusparameter) einen Einfluss auf die Ergebnisse von Auseinandersetzungen im Freiland haben.

Ansprechpartnerin

Franziska Wendler

Universität Freiburg, Institut für Wildtierökologie, Deutschland



Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus*

Modellprojekt „Krebssperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsen im Regierungsbezirk Freiburg und Karlsruhe“ und aktuelle Entwicklungen zu den Krebsvorkommen in beiden Regierungsbezirken

Zusammenfassung

In den Jahren 2014 bis 2018 wurden verschiedene Gewässersysteme in Baden-Württemberg mit den einheimischen Flusskrebsarten Dohlenkrebs und Steinkrebs im Rahmen eines Pilotprojektes, welches von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg finanziert wurde, hinsichtlich der aktuellen Verbreitungsgrenzen zu invasiven Flusskrebsen untersucht. Die invasiven Signalkrebse bedrohen die Lebensstätten der selten gewordenen einheimischen Dohlen- und Steinkrebse, da sie ausbreitungsstärker und Überträger der Krebspest sind. Das Projekt wurde vom Regierungspräsidium Karlsruhe und Freiburg betreut und von den Fachbüros Limnofisch (Freiburg) und Gobio (March) bearbeitet.

Im Regierungsbezirk Karlsruhe fanden Steinkrebs-Untersuchungen im Kanzelbach, in Steinach und Elz, sowie Murg- und Oosystem statt. Dohlenkrebse, die nur in Südbaden im Regierungsbezirk Freiburg vorkommen, wurden exemplarisch im Kander- und Wehrasystem untersucht, weil dort die Ausbreitungsgrenzen zu invasiven Signalkrebsen bereits bedrohlich nah an die Lebensstätten des Dohlenkrebses herangerückt waren. Bei den Untersuchungen wurden vorhandene Querbauwerke in Augenschein genommen, die als mögliche Standorte für Krebssperren auf Ihre Eignung hin geprüft wurden.

Die Studie gab eine Priorisierung für dringende Maßnahmen zum Schutz beider einheimischen Krebsarten vor. In Abhängigkeit von der Dringlichkeit und der Machbarkeit wurden anschließend die wichtigsten Krebssperren im Regierungsbezirk Freiburg (6 Sperren) und Karlsruhe (4 Sperren) gebaut und deren Wirkung evaluiert. Die Evaluation ergab, dass von den 10 gebauten Krebssperren 4 Bauwerke einen ausreichenden Schutz gegen einwandernde Signalkrebse gewährleisten. Bei 6 Bauwerken wurden Mängel nachgewiesen, die in erster Linie bei den Uferpartien Schwachstellen zeigten, da Flusskrebse in der Lage sind, sich über Land fortzubewegen und somit die Sperren zu umgehen. An 4 Bächen mussten aufgrund neu angetroffener Verhältnisse weitere Krebssperrenstandorte verortet werden.

Die Krebssperrentypen werden anhand verschiedener Beispiele in zahlreichen Abbildungen vorgestellt. Aus dem Projekt ging außerdem ein Handlungsleitfaden zum Typ und zur Wartung der Krebssperren hervor. Hierbei wurde hervorgehoben, dass die Bleche zumeist 2 bis 3 Mal im Jahr kontrolliert und gereinigt werden sollten. Insbesondere nach Hochwasserereignissen ist eine Kontrolle bzw. Reinigung erforderlich. Den Bauhöfen der Gemeinden kam beim Bau der Krebssperren sowie bei der Kontrolle und Wartung eine übergeordnete Rolle zu. Es hat sich gezeigt, dass aktiver Krebschutz über Krebssperren nur über die Mitarbeit der Gemeinden effektiv möglich ist.

Einleitung

Die in baden-württembergischen Fließgewässern vorkommenden Bestände der heimischen Dohlen- und Steinkrebse sind von internationaler und nationaler Bedeutung. Der 10 cm große, vom Aussterben bedrohte Dohlenkrebs (Abb. 1) kommt in Deutschland nur in Südbaden im Regierungsbezirk Freiburg vor. Aufgrund des sehr kleinen Verbreitungsgebiets in wenigen, zumeist voneinander isolierten Bächen ist seine Zukunft ungewiss. Er ist Stellvertreter für naturnahe und saubere Bäche der Vorbergzone und hat seine Schwerpunktverkommen im Einzugsgebiet der Dreisam bei Freiburg, im Gebiet der Kander am Oberrhein und der Wehra am Hochrhein.

90 Prozent der in Deutschland vorkommenden, nur max. 9 cm großen Steinkrebse (Abb. 2) leben in Baden-Württemberg und Bayern. Beide Länder haben daher eine besondere Schutzverantwortung für diese stark gefährdete Art, die deshalb auch von der EU als prioritär eingestuft wurde. Steinkrebse sind Stellvertreter für naturnaher Gewässer. Sie besiedeln kleine, strukturreiche, kühle und quellnahe Bäche und Oberläufe mit guter bis sehr guter Wasserqualität.

Beide Krebsarten stehen unter europäischem Schutz gemäß der FFH-Richtlinie (Fauna, Flora, Habitat = Tiere, Pflanzen, Lebensräume) von 1992 und sind im FFH-Anhang II gelistet, was bedeutet, dass für beide



Abb. 1: Dohlenkreb, RbF (Foto: Bernd-Jürgen Seitz) Abb. 2: Steinkreb, RbK (Foto: Manuel Mildner) Abb. 3: Signalkreb (Foto: Christoph Chucholl)

Arten besondere Schutzgebiete (hier FFH-Gebiete) ausgewiesen worden sind. Der Dohlenkreb ist akut vom Aussterben bedroht, sein Erhaltungszustand hat sich von 2007 bis 2019 von „günstig“ (grün) nach „ungünstig-schlecht“ (rot) entwickelt. Der Steinkreb als prioritäre Art zeigt ebenfalls eine negative Bestandsentwicklung: Von 2007 bis 2019 hat sich der Erhaltungszustand in Baden-Württemberg von „günstig“ (grün) nach „ungünstig-schlecht“ (rot) verschlechtert.

Als Überträger der Krebspest bedrohen invasive, aus Nordamerika stammende Signalkrebse (Abb. 3) die heimischen Krebse. Sie haben durch aggressives Verhalten und hohe Vermehrungsrate seit ca. 20 Jahren eine sehr starke Ausbreitungstendenz auch in kleine Bäche, wo sie zum einen durch Konkurrenzdruck und zum anderen durch die Ansteckung mit den Krebspestsporen die Populationen der Stein- und Dohlenkrebse extrem gefährden. Die **Abbildungen im Beitrag von Benjamin Waldmann** (S. 8–9) zeigen die aktuelle Verbreitung von Dohlen-, Stein- und Signalkrebsen in Baden-Württemberg und spiegeln die Abnahme der einheimischen Krebsarten zu den expandierenden Signalkrebsen wider.

Praktische Projektumsetzung

2013 erfolgte auf Antrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe die Projektbewilligung über 90.000 Euro durch die Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg (SNF BW). Im Jahr 2014 wurden zunächst 30 geeignete Gewässer auf Krebsvorkommen, deren Habitataignung, vorhandenes Gefährdungspotential und Eignung der vorhandenen Querbauwerke als Krebsperren untersucht. 2015 erfolgten anhand der Ergebnisse Maßnahmenvorschläge in Form eines priorisierten Schutzkonzeptes. Die zehn geeignetsten Maßnahmen wurden 2016 umgesetzt. Die Kosten beliefen sich auf 500 bis 5.000 Euro pro Sperre, je nach Aufwand und vor Ort vorhandenen Ressourcen. Im darauffolgenden Jahr wurde die Wirksamkeit der Krebsperren evaluiert, eDNA-Untersuchungen zum Nachweis des Krebspesterreger durchgeführt und daraufhin ergänzende Arbeiten angeregt.

Die Projektergebnisse werden anhand der Dohlenkreb-Gewässer im Regierungsbezirk Freiburg dargestellt. Im Regierungsbezirk Karlsruhe wurde in den Steinkrebsgewässern analog vorgegangen, auf detaillierte Ausführungen wird hier verzichtet.

Im Regierungsbezirk Freiburg wurden in Südbaden vom Regierungspräsidium jeweils drei Krebschutzbleche im Kandersystem bzw. im Wehrsystem eingebaut. Damit wurden von den im Pilotprojekt vorgeschlagenen elf Maßnahmen sechs umgesetzt. Abb. 4 zeigt die Maßnahmenvorschläge an Kander und Wollbach, wobei die Standorte K1 und Wb1 mit Krebsperren ausgestattet wurden. Des Weiteren wurde im Lippisbach, einem Zufluss zur Kander, in einem bestehenden Feuerweherschütz ein Krebsblech eingezogen (Lp1, s. Abb. 7). Der Lippisbach beherbergt die größte und vitalste Dohlenkrebpopulation in dem Naturraum, so dass der Handlungsbedarf hier extrem hoch war.

In Tabelle 1 sind die Bauwerkstypen in den Gewässern des Kandersystems und die Maßnahmenvorschlä-

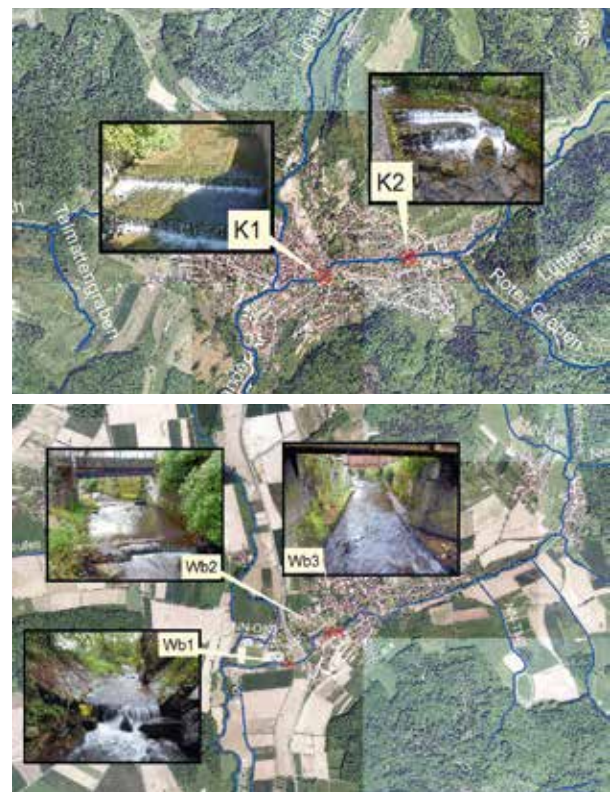


Abb. 4: Maßnahmenvorschläge an Kander (K1, K2) und Wollbach (Wb1 bis 3)

ge für den Einbau der Krebs sperren priorisiert. Beurteilt wird hier die Wirksamkeit des derzeitigen Wanderungshindernisses für Signalkrebse und die erforderliche bauliche Veränderung des vorhandenen Querbauwerks. Alle drei Bauwerke mit hoch eingestufte r Priorität in der Kander, im Lippisbach und im Wollbach wurden mit einem Krebs schutzblech versehen. Die Beispiele in Abb. 5 bis Abb. 7 zeigen die Querbauwerke vor und nach Einbau des Bleches in der Kander, im Wollbach und im Lippisbach. Sie verdeutlichen die unterschiedlichen Möglichkeiten an einem vorhandenen Absturz bzw. einem Bauwerk eine Blechverstärkung als Krebs sperre herzustellen.

In der Wehra gibt es eine hohe Dichte an Signalkrebsen, so dass die beiden Zuflüsse Zieggraben und Finsterbach, beides Lebensstätten des Dohlenkrebse s, unbedingt von der Wehra durch Verstärkung der vorhandenen Bauwerke abgetrennt bleiben sollten. Alle drei in Abb. 8 dargestellten Maßnahmenvorschläge (Zg1, Zg2 und Fb1) wurden aufgrund der extrem großen Gefahr in Verzug priorisiert und umgesetzt (Tab. 2).

Im Finsterbach wurde ein bestehender Rohrdurchlass mit einem starken, halbschalenförmigen Edelstahlblech verkleidet und damit ein Absturz mit einer Höhe von ca. 30 cm konstruiert (Abb. 9).



Abb. 5: Maßnahme in der Kander vor und nach Einbau der Krebs sperre



Abb. 6: Verstärkung eines bestehenden Querbauwerkes im Wollbach mit Stahlblech



Abb. 7: Nutzung eines Feuerwehrs chützes im Lippisbach zum Einbau der Krebs sperre

Tab. 1: Priorisierung der Maßnahmenvorschläge im Kandersystem

Gewässer	Maßnahme	Bauwerktyp	Beurteilung der Wirksamkeit / erforderlichen baulichen Veränderungen	Standorteignung Schutzmaßnahmen
Kander	K1	Ausgebautes Profil mit Doppelabsturz beim Rathaus	Bauwerk wurde bereits von Signalkrebsen passiert, bietet jedoch gute Ausgangsbedingungen zur Errichtung eines Ausbreitungshindernisses. Für eine wirksame Umgestaltung müsste an der Absturzkante eine Stahlblechlippe montiert und zudem die Seitenwände im Bereich des Absturzes mit Stahlblech ausgekleidet werden.	hoch
Kander	K2	Ausgebautes Profil mit Doppelabsturz, Lichsengasse	Bauwerk besitzt bereits eine gewisse Funktion als Wanderbarriere für Flusskrebse, aufgrund der Oberflächenrauheit bietet es jedoch keinen sicheren Schutz. Zur Optimierung müsste an einer Absturzkante eine Stahlblechlippe montiert und zudem die Seitenwände im Bereich des Absturzes mit Stahlblech ausgekleidet werden.	mittel
Lippisbach	Lb1	Stauschützvorrichtung im ausgebauten Profil	Bauwerk ist derzeit für Flusskrebse passierbar. Für eine wirksame Umgestaltung müsste ein Edelstahl-Balken (ca. 15 cm) mit Überhangblech (ca. 15 cm) in die vorhandene Metallschiene eingebaut werden.	hoch
Wollbach	Ab1	Ausgebautes Profil mit Absturz (60 cm)	Bauwerk besitzt derzeit nur eine geringfügige Funktion als Wanderbarriere für Flusskrebse. Zur Optimierung müsste die Standfestigkeit des Bauwerks gesichert werden und die Auskleidung der gesamten bachabwärts gerichteten Absturzkante mit Stahlblech unter Eirichtung eines Überhangs erfolgen.	mittel



Abb. 8: Maßnahmenvorschläge am Zieggraben (Zg1, Zg2) und Finsterbach (Fb1), beides Zuflüsse zur Wehra



Abb. 9: Verkleidung des Rohrdurchlasses im Finsterbach mit halbschalenförmigen Edelstahlblech vorher (links) und nachher (rechts)



Abb. 10: Zwei hintereinander geschaltete Varianten von Krebschutzblechen im Zieggraben (Abstürze vorher = links und nachher = rechts)

Die Situation im Zieggraben war besonders heikel, weil die Signalkrebse bereits aus der Wehra in den Unterlauf eingewandert waren. Deshalb wurden auf einer bestehenden Absturztreppe im Sinne der Doppelsperrenfunktion zwei Stufen mit je einem u-förmigen Edelstahlblech ausgestattet (Abb. 10 links). Weiter oberhalb im Zieggraben befand sich außerdem oberhalb eines Straßendurchlasses ein hoher Absturz, auf den ein halbschalenförmiges Blech aufgezogen wurde (Abb. 10 rechts). Im Regierungsbezirk Karlsruhe wurden in Nordbaden am Heubach (Steinachs-system), am Heimbach und Rotenbach (Oosystem) und am Nüstenbach (Elzsystem) insgesamt vier Krebsperren eingebaut. Die Bauwerke wurden mit Stahlblech

Tab. 2: Priorisierung der Maßnahmenvorschläge im Wehrsystem

Gewässer	Maßnahme	Bauwerktyp	Beurteilung der Wirksamkeit / erforderlichen baulichen Veränderungen	Standorteignung Schutzmaßnahmen
Zieggraben	Zg1	Absturztreppe (ca. 30–40 cm) mit beidseitig gemauerten Seitenwänden	Bauwerk weist bereits eine geringe Wirksamkeit als Wanderbarriere für Flusskrebse auf. Zur Optimierung dieser Funktion müssten ein bis zwei Abstürze mitsamt den angrenzenden Bereichen der Ufermauern mit Stahlblech ausgekleidet werden.	hoch
Zieggraben	Zg2	Absturz (ca. 60 cm) zwischen unterem Ende einer Sohlverschalung und Beginn eines Rohrdurchlasses	Bauwerk besitzt bereits eine gewisse Funktion als Wanderbarriere für Flusskrebse. Zur Optimierung müsste der Absturz sowie die Ufer unterhalb mit Stahlblech ausgekleidet werden. Das Stahlblech sollte dabei die Absturzkante etwa 20 cm überragen.	mittel
Finsterbach	Fb1	Unteres Ende einer längeren Verrohrung	Bauwerk ist zumindest bei niedrigen Wasserführungen von Flusskrebsen zu überwinden. Für eine wirksame Umgestaltung müssten die untersten 1–1,5 m des Rohres zumindest im Bereich der Sohle und der Seitenwände mit Stahlblech ausgekleidet werden. Dabei sollte ein möglichst hoher Absturz hergestellt werden.	hoch

verkleidet und mit einer Überkrragung versehen. Abb. 11 zeigt die einfachste Version der Krebs Sperre mit einem ausgekleideten Rohrabsturz am Heubach.

Im Rahmen des Pilotprojektes wurden im zweiten Teil nach Einbau der verschiedenen Krebs schutz einrichtungen die Sperrfunktionalität untersucht und bewertet. Dabei wurde festgestellt, dass von den eingebauten zehn Krebs sperren vier ausreichenden Schutz vor einwandernden Signalkrebs gewährleisten, während sechs der Einbauten Mängel aufwiesen und Nachbesserungen erforderlich machen. Außerdem wurde vorgeschlagen, vier weitere Krebs sperren zur Absicherung der einheimischen Krebspopulationen zu bauen.

Nach Abschluss des Projektes wurden mit Eigenmitteln der Regierungspräsidien jeweils eine weitere Krebs sperre im Regierungsbezirk Karlsruhe und Freiburg errichtet. Wie Abb. 12 zeigt, entstand am Heubach bei einer bestehenden Hochwasserschutz einrichtung eine Doppelsperre mit seitlicher Leitfunktion. Im Zieggraben musste im Oberlauf eine dritte Sperre in Form eines rechteckigen Betondurchlasses mit eingelassenem Edelstahlblech und Absturzhöhe konstruiert werden, weil die Signalkrebse bereits die unteren Krebs schutz einrichtungen umwandert hatten (Abb. 13).

Ausblick

Um die Krebs sperren funktionstüchtig zu erhalten und den Schutz der Dohlen- und Steinkrebse zu fördern, sind folgende Schritte erforderlich:

- Regelmäßige Wartung und Pflege der Bleche, insbesondere nach Hochwasserereignissen (> Einbindung Bauhöfe)
- Nachbesserungen an den Blechen v. a. im Uferbereich
- Einbau weiterer Bleche (umgesetzt Heubach, Zieggraben; nicht umgesetzt: Kander, Wollbach)
- Monitoring der Krebsbestände (einheimische und invasive Arten)

Allgemeine Krebs schutz maßnahmen sind:

- Aufklärung/Öffentlichkeitsarbeit zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung von invasiven Krebsen
- Schutz der einheimischen Krebsbestände in allen Wohngewässern
- Gewässernachbarschaftstage: Information der Gemeinden und Bauhöfe sowie der Pächter von fischereilich genutzten Gewässern

Abschließend wurde die Frage aufgeworfen, ob Krebs sperren als Allheilmittel im Krebs schutz zu sehen sind. Es wurde kritisch angemerkt, dass

- Krebspestausbüche direkt oder indirekt vom Menschen verursacht werden



Abb. 11: Maßnahme am Heubach: Anbringen einer Stahlmanschette mit Überkrragung im Rohr zur Optimierung der Schutzwirkung (vorher/nachher)



Abb. 12: Im Heubach eingebaute Doppelsperre mit Leitfunktion (links vorher/rechts nachher)



Abb. 13: Einbau einer dritten Sperre im Oberlauf des Zieggraben mit Betonsockel und Blechkasten

- Krebs sperren nur eine temporäre Übergangslösung (kein absoluter Schutz!) sind
- Krebs sperren nicht den Lebensraumschutz ersetzen
- restriktive gesetzliche Grundlagen zum Einbringen invasiver Krebsarten und deren Vollzug bei Zuwiderhandlungen unabdingbar sind.

Als brandaktuell wurde der seit März 2019 wütende Krebspestausbuch im Regierungsbezirk Freiburg in einem Schwerpunktlebensraum des Dohlenkrebse erwähnt.

Ansprechpartnerinnen

Regina Biss

Regierungspräsidium Freiburg

Referat 56 - Naturschutz und Landschaftspflege

Bissierstr. 7, 79114 Freiburg, Deutschland

Regina.Biss@rpf.bwl.de, Tel. 0761 208-4139

Geertje Binder

Regierungspräsidium Karlsruhe

Referat 56 - Naturschutz und Landschaftspflege

Karl-Friedrich-Strasse 17, 76247 Karlsruhe, Deutschland

Geertje.Binder@rpk.bwl.de, Tel. 0721 926-4382

Literatur

Regierungspräsidium Karlsruhe (2015): Modellprojekt Krebs sperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsbeständen; bearbeitet von Limnofisch, Freiburg; Finanzierung SNF BW; unveröffentlicht.

Regierungspräsidium Karlsruhe (2018): Modellprojekt Krebs sperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsbeständen - Evaluation der Krebs sper-

ren; bearbeitet von Gobio, March; Finanzierung SNF BW; unveröffentlicht.

Regierungspräsidium Karlsruhe (2018): Modellprojekt Krebs sperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsbeständen - Handlungseitfaden; bearbeitet von Gobio, March; Finanzierung SNF BW; unveröffentlicht.

Fischgängige Krebs Sperre?

Abstract

Ein gut vernetztes und individuenstarkes Vorkommen von Dohlen- und Edelkrebsen in der Pfaffnern, einem mittelgrossen Bach im Kanton Aargau, soll mit einer Krebs Sperre vor dem Einwandern von gebietsfremden Flusskrebsen geschützt werden. Aus diesem Grund hat der Kanton Aargau im Jahr 2017 eine Krebs Sperre erstellt. Sie liegt rund 500 m vor der Einmündung der Pfaffnern in die Aare. Dort kommen Signalkrebse in hohen Dichten vor. Die Krebs Sperre wurde mit dem Ziel konstruiert, für Fische durchgängig zu sein. Sie ist als Riegel mit einem sohlengebundenen Schlitz gebaut. Der Schlitz ist mit Stahlblech ausgekleidet. Im Schlitz muss die Fliessgeschwindigkeit genügend hoch sein, damit Krebse am Aufstieg gehindert werden können (min. 0,65 m/s). Im Jahr 2018 wurde ein Versuch mit markierten Edelkrebsen und Fischen durchgeführt, um zu überprüfen ob die Krebs Sperre funktioniert und die Fischwanderung trotzdem möglich ist. Der Versuch wurde mit PIT-Tags gemacht. Das Ergebnis der Studie ist, dass keine Edelkrebs die Sperre überwinden konnten. Dafür musste jedoch die ursprüngliche Konstruktion verfeinert werden. Fische können die Krebs Sperre allerdings überwinden. So wurden oberhalb der Krebs Sperre Aal, Alet, Forellen und Groppen nachgewiesen. Bei Alet und Forelle konnten alle markierten Längsklassen aufsteigen. Trotzdem scheint die Krebs Sperre eine gewisse Längenselektivität aufzuweisen. Kleine Forellen sind deutlich seltener aufgestiegen als grosse Forellen. Für Groppen stellt die Krebs Sperre ein Wanderhindernis dar, auch wenn einzelne Tiere die Sperre überwinden können. Im Sinne des Artenschutzes (einheimische Krebse) ist diese Einschränkung der Fischwanderung möglicherweise vertretbar.

Einleitung

Dieser Tagungs-Beitrag ist eine Zusammenfassung des Berichtes «Wirkungskontrolle der sohlengebundene Krebs Sperre Pfaffnern», der im Auftrag des Kantons Aargau erstellt wurde (Kreienbühl 2019). In der Schweiz und auch auf dem Gebiet des Kantons Aargau kommen drei einheimische Krebsarten vor. Dabei

handelt es sich um den Edelkrebs (*Astacus astacus*), den Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) und den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*). Ein grösseres und vor allem weit verästeltes Vorkommen des Dohlenkrebses beherbergt die Pfaffnern. Auch Edelkrebs kommen im Bach vor. Das Gewässer entspringt auf rund 630 m.ü.M und mündet nach 15,2 km auf 392 m.ü.M. bei Rothrist in die Aare. Das Einzugsgebiet hat eine Grösse von 47,4 km² (BAFU 2020, geo.admin.ch). Neben der Pfaffnern selbst leben die Dohlenkrebs auch in zahlreichen Seitengewässern und bilden damit eine für die gesamte Schweiz sehr wichtige Population. Meist leben die einheimischen Flusskrebs nur noch in kleinen, stark fragmentierten Populationen. Ursache dafür ist die fortschreitende Zerstörung ihres Lebensraums, ausgelöst beispielsweise durch Hochwasserschutzprojekte oder akute und latente Gewässerverschmutzungen. Auch gebietsfremde Flusskrebs setzen ihnen zu (Stichwort Krebspest). Sie ist der Grund, weshalb in den grossen Fliess- und Stillgewässern der Schweiz fast alle Populationen einheimischer Flusskrebs ausgestorben sind. Der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) kommt in der Aare in den Kantonen Aarau und Solothurn zusammen mit dem Kamberkrebs (*Faxonius limosus*) in grossen Zahlen vor. Seit kurzem ist dokumentiert, dass Signalkrebs von der Aare in die kleinen Seitengewässer einsteigen (Imesch & Kreienbühl 2017; Abfischungen 2019 Kanton Aargau). Da die Pfaffnern von der Aare her frei zugänglich ist, muss mit einer Einwanderung von Signalkrebs gerechnet werden. Der Kanton Aargau hat sich daher entschieden, die Pfaffnern möglichst nahe der Aare mit einer Krebs Sperre auszurüsten. Die Pfaffnern beherbergt neben der Leitart Bachforelle (*Salmo trutta*) eine Vielzahl weiterer Fischarten. Daher bestand der Anspruch, dass die Krebs Sperre die freie Fischwanderung nicht unterbindet.

Keywords

Sohlengebundene Krebs Sperre

Dohlenkrebs

Edelkrebs

Fischgängigkeit

Wanderhindernis

PIT-Tagging

Standort und Aufbau der Krebs Sperre

Die Krebs Sperre an der Pfaffnern wurde im Herbst 2017 erstellt. Die Lage in Rothrist rund 550 m von der Mündung in die Aare entfernt ist ideal, da das Gewässer in diesem Abschnitt über weite Strecken hart verbaut ist und Flusskrebsen keinen Lebensraum bietet

(Betonschale). Die Krebssperrung ist als Riegel mit einem sohlengebundenen Schlitz konstruiert (Abb. 1). Alle flussabwärts ausgerichteten Kanten sind mit auskragenden Blechen ausgestattet. Auch der Schlitz ist mit Blechen ausgekleidet. Damit wird die Krebswanderung durch die glatte Oberfläche zusätzlich erschwert (Abb. 2). Angelehnt an die Arbeit von Vaessen und Hermann (2017) ist die Krebssperrung so konstruiert, dass im Schlitz minimal eine Fließgeschwindigkeit von 0.65 m/s vorherrscht. Durch diese Konstruktionsweise soll die Krebswanderung verhindert werden. Gleichzeitig erhofft man sich durch die sohlengebundene Bauweise, dass die Fischwanderung auch für kleine und bodenorientierte Fischarten möglich ist. Damit Krebse nicht übers Land aufsteigen, wurden ausserdem seitlich Bleche angelegt. Diese sollen die Wanderung über die Kleintierbermen verhindern (vgl. Abb. 1).



Abb. 1: Krebssperrung in der Ansicht flussaufwärts. Links und rechts sind Bermen für die Wanderung von terrestrischen Arten zu sehen in der Bildmitte der Riegel mit den auskragenden Blechen.



Abb. 2: Der mit Blechen ausgekleidete Schlitz. Man sieht die starke Strömung.

Folgende Fragestellungen standen im Vordergrund der Untersuchung:

- Ist die sohlengebundene Krebssperrung für Edelkrebse (Untersuchungsmodell) nicht passierbar?
- Wie stark wird die Fischwanderung durch die Krebssperrung eingeschränkt?
- Ist die Krebssperrung in Bezug auf die Fischarten oder Längenverteilung innerhalb der Arten selektiv?
- Ist die Krebssperrung auch bei Niedrigwasser funktionstüchtig?

Methode

Die Wirkungskontrolle wurde in einem Versuch mit PIT-Tags (passive integrated transponder) durchgeführt. Es wurden insgesamt drei Antennen aufgebaut (Abb. 4). Diese wurden so angeordnet, dass alle möglichen Wanderrouten der Krebse und Fische abgedeckt waren (Abb. 3). Grundsätzlich können die Krebse die Sperrung über zwei Routen überwinden, einerseits durch den Schlitz und andererseits über die Bermen. W1 bis W3. Denkbar ist auch eine Route direkt über die Sperrung (direkt über Auskrägung).

Datenlogger und Lesegeräte waren mit einem Modem ausgerüstet. Dies erlaubte die Auswertung der Daten in Echtzeit. Das war sehr wichtig, da allfällige Defizite der Krebssperrung sofort erkannt werden mussten. Im Vorfeld der Wirkungskontrolle wurde nämlich ein Signalkrebs in einer Reuse, gut 400 m unterhalb der



Abb. 3: Mögliche Wanderrouten, um die Krebssperrung zu überwinden. Im Versuch wurden die markierten Edelkrebse direkt unterhalb des Riegels freigelassen.

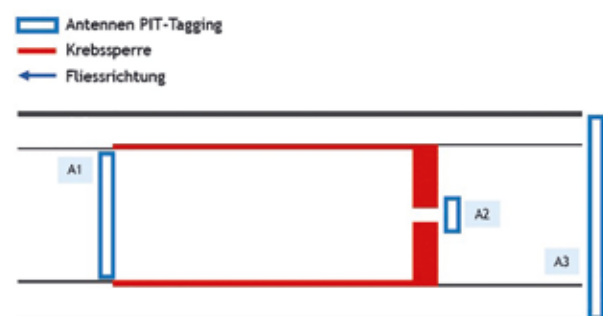


Abb. 4: Versuchsaufbau mit der Lage der drei Antennen

Krebssperre, sichergestellt. Die eingesetzten PIT-Tags hatten eine Grösse von 12,5 x 2,1 mm. Bei einigen kleinen Krebsen und Groppen wurden auch 10 x 1,4 mm Tags verwendet.

Das genaue Vorgehen beim Einsetzen der PIT-Tags in die Fische ist bekannt und an dieser Stelle weniger von Interesse. Bei den Krebsen ist das PIT-Tagging eine der wenigen Markierungsmethoden, bei der die Krebse auch nach mehreren Häutungen noch zuverlässig wiedererkannt werden können.

Damit PIT-Tags nach der Häutung im Körper der Krebse verbleiben, werden sie in den Carapax eingesetzt. Die Literatur empfiehlt die Injektion eines PIT-Tags entweder vor dem 1. Pleopod, zwischen dem 1. und 2. Pleopod oder dem 2. und 3. Pleopod (Bubb et al., 2002; Black et al., 2010; Westhoff et al., 2013; Nightingale et al., 2018). In dieser Studie wurden die PIT-Tags zwischen dem 1. und 2. Pleopod eingeführt. Danach rutscht es vom Schwanzmuskel (Abdomen) in den Carapax und kommt unterhalb der Mitteldarmdrüse zu liegen. Es muss darauf geachtet werden, dass die Injektion nicht in der Mitte gemacht wird. Sonst wird der Darm verletzt. In den verschiedenen Studien konnte durch das Einsetzen von PIT-Tags wenig bis keine Beeinträchtigung auf Wachstum und Überleben der Krebse nachgewiesen werden. Krebse ab einer Carapaxlänge (CL) von 22 mm können mit 12,5 mm-PIT-Tags markiert werden.

Insgesamt wurden 184 Edelkrebse, 187 Forellen (*Salmo trutta*), 75 Groppen (*Cottus gobio*), 51 Alet (*Squalius cephalus*), zwei Schmerlen (*Barbatula barbatula*), ein Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und ein Aal (*Anguilla anguilla*) markiert und gleich unterhalb der Krebssperre ausgesetzt. Damit war gewährleistet, dass abwandernde Tiere auf der untersten Antenne registriert wurden.



Abb. 5: Krebssperre im heutigen Zustand mit den beidseitig angebrachten Blechen, die die Umwanderung über die Bermen verunmöglichen soll

Resultate Krebse

Die markierten Edelkrebse hatten CL zwischen 31 und 72 mm. Das bedeutet, dass hauptsächlich adulte Tiere markiert wurden. Das liegt vor allem an der Methode, mit der die Edelkrebse im Weiher gefangen wurden (Reusen).

Krebse aus der 1. Gruppe konnten über die Bermen die Krebssperre umgehen. Dies konnte mit den Antennen nachgewiesen werden. Zufällig konnte auch ein Krebs bei dieser Aktion gefilmt werden. Insgesamt sind 16,1 % (15 Tiere) über die Bermen aufgestiegen. Diese Krebse hatten CL von mindestens 41 mm. Es scheint als würde das Wasser, das über die Bermen lief, eine Lockströmung erzeugen (in Abb. 1 zu sehen). Diese wird von findigen Krebsen erkannt.

Die Krebssperre wurde aufgrund der Erfahrungen aus der ersten Gruppe sofort angepasst. Dies musste aufgrund des erwähnten Signalkrebsfundes sehr schnell gehen. Dort, wo das Wasser nach den Bermen in die Pfaffnern zurückfloss, wurde eine Überkrragung eingebaut (Abb. 5 und 6). Zusätzlich wurde das Wasser, das über die Bermen floss, direkt bei der Krebssperre wieder in die Pfaffnern geleitet und der Weg über Land zusätzlich abgeriegelt (Abb. 6). Bei normaler Wasserführung fliesst nun das Wasser nicht mehr über die Bermen. Höhere Abflüsse sind auch mit höheren Fließgeschwindigkeiten verbunden. Darum sollten bei starken Hochwasser die Krebse die Sperre nicht überwinden können.

Nach den Anpassungen wurden nochmals 91 Krebse markiert und ausgesetzt. Keines dieser Tiere konnte mit den oberen Antennen nach der Krebssperre registriert werden. Weder über die Bermen noch durch den Schlitz konnten diese Edelkrebse die Sperre überwinden. Die angepasste Krebssperre hinderte die markierten Edelkrebse erfolgreich daran, in den Oberlauf der Pfaffnern aufzusteigen.

Messungen der Fließgeschwindigkeit bei Niedrigwasser während der Trockenphase vom Sommer/Herbst 2018 zeigten, dass die Fließgeschwindigkeiten bei diesen Bedingungen im offenen Durchlass nie un-

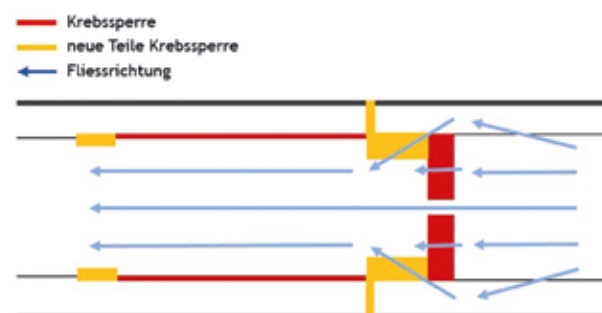


Abb. 6: Aufsicht der heute bestehenden und nach den ersten Versuchen angepassten (gelbe Teile) Krebssperre

ter 0.65 m/s fallen. In Abb. 7 ist eine Messung vom 7. September 2018 dargestellt. Es ist erkennbar, dass die Fließgeschwindigkeiten im Schlitz sogar einiges höher sind. Zu hoch für Krebse. Auf der gesamten Breite des Durchlasses werden 1,2 bis 1,5 m/s nicht unterschritten. Die Pfaffnern führt auch bei starkem Niedrigwasser genügend Wasser, um die Funktion der Krebsperre zu erhalten. Das konnte während der Studiendauer, die in der lange andauernden Hitze- und Trockenperiode von 2018 stattfand, bestätigt werden. Aus diesem Grund kann man davon ausgehen, dass zumindest Edelkrebse den Schlitz nicht überwinden können.

Resultate Fische

Artenspektrum

Die Auswertung der Daten zeigte, dass die Krebsperre für Aal (*Anguilla anguilla*), Alet (*Squalius cephalus*), Forelle (*Salmo trutta*), Groppe (*Cottus gobio*) und Schmerle (*Barbatula barbatula*) über den Schlitz zu überwinden ist. All diese Fischarten konnten oberhalb der Sperre nachgewiesen werden. Von den markierten Fischarten konnte einzig beim Schneider (*Alburnus bipunctatus*) keine Passage der Sperre nachgewiesen werden. Allerdings wurde bloss ein Fisch markiert (Tab. 2).

Passierbarkeit

Bei Forelle, Alet und Groppe konnte auf Grund der grossen Anzahl gefangener Fische die Passierbarkeit beurteilt werden. 72,7% der Forellen und 70,6% der Alet haben die Krebsperre überwunden. Bei Groppe lag dieser Wert bei 16,0%. Verglichen mit anderen Studien sind die Werte für die Passierbarkeit hoch. So hat der Kanton Aargau am Etzgerbach ebenfalls eine Krebsperre bauen und ihre Wirkung überprüfen lassen (KFKS 2017). Diese ist als Schwelle mit auskragendem Blech konstruiert. Die Krebsperre am Etzgerbach weist bei Forellen eine Passierbarkeit von 48,2% auf. Die sohlengebundene Variante der Krebsperre ist für Forellen besser zu überwinden. Hingegen scheint die

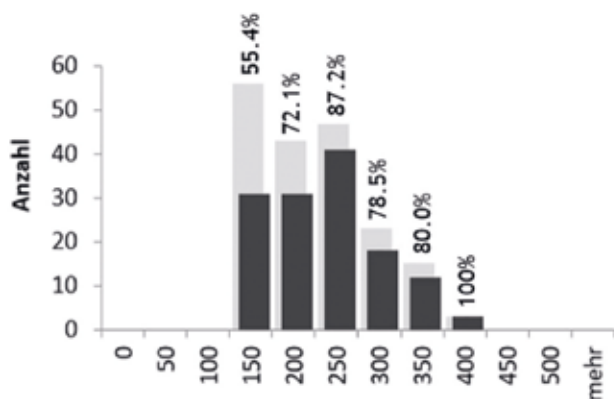


Abb. 8: Längenhistogramme der markierten Forellen (grau) sowie der aufgestiegenen Forellen (schwarz). Angegeben ist auch die Passierbarkeit in % der markierten Tiere (pro Längenkategorie).

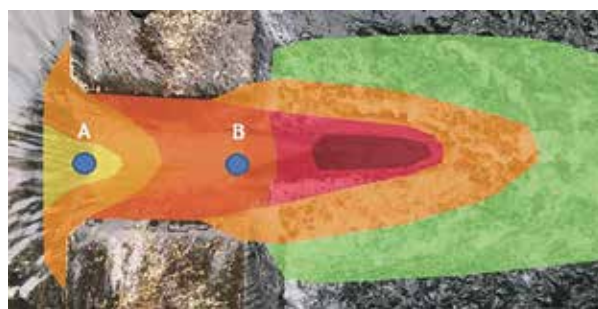


Abb. 7: Darstellung einer Messung von Fließgeschwindigkeiten im offenen Durchlass bei Niedrigwasser (07.09.2018). Grün sind Fließgeschwindigkeiten, die Krebse überwinden können (bis 0.65 m/s). Gelb (bis 0.9 m/s), hellorange (bis 1.2 m/s), dunkelorange (bis 1.5 m/s), hellrot (bis 1.8 m/s) und dunkelrot (bis 2.1 m/s) sind für Krebse nicht zu überwinden.

Krebsperre an der Pfaffnern für Groppe nicht uneingeschränkt überwindbar zu sein. Das legt der tiefe Wert für die Passierbarkeit nahe.

Längenselektivität

Bei den grossen Hauptzielarten Alet und Forelle konnte beurteilt werden, ob die Krebsperre innerhalb der markierten Längenklassen (> 100 mm) selektiv wirkt. Das heisst, ob nur bestimmte Längenklassen die Sperre überwinden können. Es zeigte sich, dass alle markierten Längenklassen der beiden Fischarten aufsteigen konnten (Abb. 7 und Abb. 8). Forellen ab einer Länge von 103 mm und Alet ab einer Länge von 120 mm konnten die Sperre überwinden.

Im Verhältnis zu den insgesamt markierten Forellen überwinden grössere Forellen (> 150 mm) die Krebsperre häufiger als kleinere Forellen (72,1 bis 100%). Forellen bis 150 mm überwand die Sperre bloss zu 55,4%. Das ist ein Hinweis darauf, dass die Krebsperre für Forellen bis 150 mm nicht uneingeschränkt überwindbar ist. Bei den Alet sind die Verhältnisse genau umgekehrt. Grössere Alet (> 200 mm) überwinden die Krebsperre im Verhältnis zu den insgesamt markierten Individuen der Längenkategorie weniger häufig als kleinere Alet. Nur 50 bis 66,7% der grösseren Alet überwinden die Sperre. Kleinere Alet bis 200 mm überwand

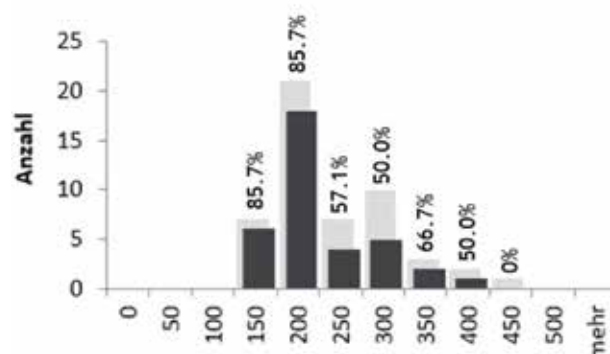


Abb. 9: Längenhistogramme der markierten Alet (grau) sowie der aufgestiegenen Alet (schwarz). Angegeben ist auch die Passierbarkeit in % der markierten Tiere (pro Längenkategorie).

Tab. 1: Die Edlekrebsse aus der ersten Gruppe haben die Krebs Sperre ausnahmslos über die seitlichen Bermen umgangen.

Art	Gruppe	Anzahl markiert	Anzahl überwunden	Anzahl abgewandert	Umgehbarkeit in % der markierten Tiere	Passierbarkeit in % der markierten Tiere
Edelkrebs	1	93	15	78	16,1 %	0,0 %
Edelkrebs	2	91	0	91	0,0 %	0,0 %

Tab. 2: Übersicht zu den markierten Fischen
 Interpretationen von Werten in Klammern () sind aufgrund der Anzahl markierter Tiere mit Vorsicht zu interpretieren.

Art	Anzahl markiert	Anzahl passiert	Anzahl abgewandert	Passierbarkeit in % der markierten Tiere ¹	Artenspektrum	Längen-selektivität
Aal	1	1	0	(100,0 %)	(Nachweis)	-
Alet	51	36	15	70,6 %	Nachweis	teilweise
Forelle	187	136	51	72,7 %	Nachweis	teilweise
Groppe	75	12	63	16,0%	Nachweis	-
Schmerle	2	1	1	(50,0 %)	(Nachweis)	-
Schneider	1	0	1	(0,0 %)	(kein Nachweis)	-

die Sperre häufiger (85,7%). Das ist ein interessantes Ergebnis. Vielleicht sind grössere Alet weniger standorttreu als kleinere Alet. Um gut begründete Aussagen machen zu können, ist die Anzahl markierter Alet in den entsprechenden Längenklassen jedoch zu gering.

Schlussfolgerung

Insgesamt zeigen die Resultate, dass die Krebs Sperre den gewünschten Effekt hat. Die markierten Edelkrebsse konnten die Sperre nicht überwinden. Wahrscheinlich gilt das auch für Signalkrebse. Eine Garantie dafür ist diese Studie allerdings nicht.

Die Krebs Sperre stellt wahrscheinlich für alle untersuchten Längenklassen des Alet und von grösseren Forellen (> 150 mm) kein Wanderhindernis dar. Forellen unter 150 mm Länge überwinden die Sperre im Verhältnis weniger oft als grössere Tiere. Möglicherweise ist die Krebs Sperre für kleinere Forellen schwerer zu überwinden. Für Groppen, andere Kleinfischarten sowie Jungfische ist die Krebs Sperre ein Wanderhindernis, auch wenn einzelne Tiere die Sperre überwinden können.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine weitgehend fischgängige Krebs Sperre realisierbar ist, wenn die Sperre über die Fliessgeschwindigkeit und Auskragungen erwirkt wird. Im Sinne des Artenschutzes von Doh-

len- und Edelkrebs dürfte die sohlengebundene Krebs Sperre vertretbar zu sein. Sie ist eine gute Kompromisslösung um den Schutz einheimischer Arten sowie die Vernetzung der Gewässer unter einen Hut zu bringen.

Das ist allerdings nur dann der Fall, wenn die Krebs Sperre gut gewartet und bei Bedarf von Algen und Moos befreit wird. Der Kanton Aargau hat bereits eine Kamera (Webcam) installiert, um allfällige Äste oder Geschiebe im Schlitz (oder über die Sperre hängend) aus der Ferne zu erkennen. Dies ermöglicht eine schnelle und effiziente Wartung der Krebs Sperre. Auch lässt sich so feststellen, wenn Algen auf den Oberflächen der Krebs Sperre überhandnehmen.

Ansprechpartner

Christian Tesini

Kanton Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt,
 Sektion Jagd und Fischerei, Entfelderstrasse 22, 5001 Aargau,
 Schweiz
christian.tesini@ag.ch

Thomas Kreienbühl

Büro ECQUA, Oberdorf 26, 3953 Varen VS, Schweiz
thomas.kreienbuehl@ecqua.ch

Literatur

Black, T.R., S.S. Herleth-King, und H.T. Mattingly (2010): Efficacy of internal PIT tagging of small-bodied crayfish for ecological study. *Southeastern Naturalist*, 9(sp3): p. 257-266.

Bubb, D.H., M.C. Lucas, T.J. Thom, und P. Rycroft (2002): The potential use of PIT telemetry for identifying and tracking crayfish in their natural environment. *Hydrobiologia*, 483(1-3): p. 225-230.

Imesch, C. & Kreienbühl T. (2017): Dohlenkrebsinventar Smaragdgebiet Oberaargau. UNA, ECQUA; Auftraggeber: Trägerverein Smaragdgebiet

Oberaargau

Hiley, P.D. (2002): The slow quiet invasion of signal crayfish (*Pacifastacus lenisculus*) in England – Prospects for the white clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). In *Management & Conservation of Crayfish*, Environment Agency, Bristol, S. 127-138

Kreienbühl, T. (2019): Wirkungskontrolle der sohlengebundenen Krebs Sperre Pfäffern, Kanton Aargau, mit PIT-Tags. ECQUA. Auftraggeber: Kanton Aargau, Departement BVU, Sektion Jagd und Fischerei, Aarau. 6 S.

KFKS (2017): Funktionskontrolle der Blockrampe und der Krebs Sperre im Eitzgerbach Kanton Aargau. Koordinationsstelle Flusskrebsse Schweiz (KFKS). Auftraggeber: Kanton Aargau, Departement BVU, Sektion Jagd und Fischerei, Aarau. 26 S.

Nightingale, J., P. Stebbing, N. Taylor, G. McCabe, und G. Jones (2018): The long-term effects and detection ranges of passive integrated transponders in white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*. (419): p. 20.

Vaefsen, S.C.K. und Herrmann D. (2017): Entwicklung einer fischpassierbaren Krebs Sperre, in *Wasser, Energie und Umwelt : Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I*, M. Porth und H. Schüttrumpf, Editors. Springer Fachmedien Wiesbaden: Wiesbaden. p. 429-436.

Westhoff, J.T. und N.A. Sievert (2013): Mortality and growth of crayfish internally tagged with PIT tags. *North American journal of fisheries management*. 33(5): p. 878-881.

Portrait „Krebsgarten Basthorst“ WARNOW WILDLIFE

Idee & Entstehung

Das Projekt Warnow Wildlife wurde von Steffen Teufel und Guido Müller bereits im Jahr 2000 ins Leben gerufen – beide beschäftigten sich neben ihren Hauptberufen mit Natur und Landwirtschaft. Auf einem erworbenen Areal von 3,5 ha wurde zunächst nach Nutzungen gesucht. Neben der Haltung alter Haustierrassen wurde auch eine Studie zur wirtschaftlichen Nutzung von Weinbergschnecken wieder verworfen. Mit dem Erwerb eines Naturgewässers (3 ha) und Aktivitäten rund um die lokale Agenda 21 rückte der Edelkrebs (*Astacus astacus*) in den Vordergrund der Untersuchungen.

In den folgenden Jahren haben wir uns mit der wenigen vorhandenen Literatur beschäftigt und Pioniere der Aufzucht von Edelkrebsen wie Dr. Max Keller oder Helmut Jeske besucht. Schnell wurde klar, dass es kaum Erfahrungen mit Neubauten von Edelkrebszuchtanlagen seitens der Behörden gab – in den neuen Ländern war der Krebsgarten Basthorst das erste Vorhaben dieser Art. Konkrete Vorplanungen begannen 2004 und mündeten in der Präsentation einer Projektskizze im Schloss Basthorst mit Beteiligten aus der öffentlichen Verwaltung (Landratsamt, Ministerien) und Vertretern von Naturschutzämtern und den Wasserbehörden. Vertreter des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Fischerei hatten bereits in den 90er Jahren die Krebszucht als mögliche Alternative für Binnenfischereibetriebe in Erwägung gezogen und standen der Idee deshalb positiv gegenüber.



Abb. 1: Berghalle und Weide 2005

Realisierung

In 2005 wurde ein Förderantrag (FIAP/EFF) für einen Teil der Investition erstellt und parallel dazu ein Bauantragsverfahren eingeleitet. Das Gelände befand sich in einem ungepflegten Zustand mit teilweiser Bebauung wie einer alten Berghalle (Abb. 1).

Ein umfassendes Betriebskonzept (u. a. mit Funktionsschema, Kapazitätsplanung und Wirtschaftlichkeitsnachweis) war die Grundlage für die Planungen, die mit einem Schweriner Ingenieurbüro durchgeführt wurden (Abb. 2 und 3). Damit entstand die Grundlage für Kostenplanungen, den Bauantrag, die Förderunterlagen und die Finanzierung. Parallel dazu mussten Bodensondierungen für ein Gutachten des Schichtenaufbaus für die Wasserversorgung (Grundwasser) in Auftrag gegeben werden. Als Grundlage für Ausgleichsmaßnahmen wurde ebenfalls im Vorfeld eine Biotopen-Kartierung vorgenommen. Die gesamte Zeitdauer von Vorplanung, über Finanzierungszusagen bis zur Bewilligung der Fördergelder und des Bauantrages betrug weniger als 9 Monate. Viele Faktoren sind stark voneinander abhängig, so dass der gesamte Planungszeitraum aus heutiger Sicht auffallend kurz war.

Wildfänge & Pilotierung

Zunächst wurden zwei Pilotkreislaufanlagen mit je 8 m³ Volumen installiert und für den Betrieb vorbereitet. Nach Antragstellung und Einholen aller Genehmigungen begannen im Mai 2005 parallel zu den Planungen der neuen Krebszuchtanlage Wildfänge im Gewässersystem der Barthe ca. 30 km oberhalb der Mündung. Außerhalb von Hochwasser und dem vor-



Abb. 2: Finaler Entwurf der Teichanlage

sichtigen Verhalten, insbesondere der eiertragenden Weibchen, lagen die Fangergebnisse deutlich unter den Erwartungen. Deshalb wurden Wiederholungsfänge im Sommer nötig mit dem Ziel die Begattung in den Pilotanlagen stattfinden zu lassen. Zur Überwinterung wurden die neuen Sömmerlinge zusammen mit den adulten Tieren (Weibchen waren weitgehend begattet) in einen Teichneubau (30 m²) zur Überwinterung gesetzt. Die Wildfänge wurden im Folgejahr fortgesetzt.

Neubau

Der Baubeginn war im Januar bei knapp -20 °C, was sich als Glücksfall herausstellte. Die 11 Teiche mit einer Gesamtuferlänge von fast 2 km wurden auf einem Niedermoorgebiet mit einer ca. 4 m starken Torfschicht errichtet. Ohne den starken Frost wäre das Befahren mit schwerer Technik mit bis zu 30 Tonnen Gewicht nicht möglich gewesen – in Tauwetterphasen konnten ausschließlich Kettenfahrzeuge eingesetzt werden. Die Anordnung der Teiche wurde anhand eines zuvor aufgenommenen 3D-Höhenmodells optimiert – der Aushub wurde als Deich verbaut. Mittig angeordnet wurden Betonbrunnenringe mit geschlossenem Boden. Dort sammeln sich nach dem Abpumpen die meisten Krebse. Der Einsatz von Mönchen war aufgrund der Höhensituation nicht möglich bzw. wirtschaftlich nicht darstellbar. Die Teiche wurden mit Geotextil ausgelegt und mit einer ca. 10 cm Sandschicht (bis 2 mm Korngröße) versehen. Alte Drainageröhren aus Ton wurden während der Erdarbeiten eingesammelt und dienen heute als Verstecke in den Brutkästen.

Ein Tiefbrunnen in der Mitte des Geländes wurde gebohrt und Stromleitungen verlegen. Die Versorgung der Teiche mit Grundwasser erfolgt jeweils separat – über einen Förderturm mit einzelnen Regelungen für jeden Teich. Zunächst wurden C-Schläuche verlegt – kurz darauf wurde die Wasserversorgung auf 2 m aufgeständert. Aufgrund des Gefälles kann eine ganzjäh-



Abb. 3 : Visualisierung Aufzuchtthalle

rige Wasserversorgung (Sickerverluste/ Verdunstung/ Auffüllen leerer Teiche) sichergestellt werden. Ferner verfügt jeder Teich über einen eigenen Ablauf (KG100) welche in einen Sammelgraben führen und unterirdisch über eine KG200-Verrohrung in ein Versickerungsbereich führen.

Die Zuwegung besteht aus einer 4 m breiten Trasse mit einer 0,8 m starken Beton-Recycling-Schicht bis zur Mitte des Geländes (Standort Tiefbrunnen). Für die Einfriedung des Geländes wurde ein 1,80 m hoher Maschendrahtzaun (4 cm Maschenweite) verwendet – als Pfosten dienen Eichenspaltpfähle, die aus angrenzenden Wäldern stammten.

Die 300 m² große Bergehalle (Abb. 1) sollte der Standort für die Aufzuchtbecken und Hältersektionen werden. Im ersten Schritt mussten Asbestplatten vom Dach genommen und entsorgt werden. Ein Teil der Halle befand sich auf einem benachbarten Grundstück, welches noch erworben werden musste. Nach Rückbau eines Segmentes erfolgte eine Sanierung nach statischen Vorgaben in Bezug auf Traglasten. Der Giebel wurde geschlossen, Blechtrapezbleche als neues Dach verlegt, ein Wind-Netz an die Westseite (rollbar) installiert und ein Pufferteich errichtet. Dieser wurde terrassenförmig angelegt und mit einer Teichfolie versehen. Die Wasserversorgung wurde über einen zweiten Brunnen in 7 m Tiefe sichergestellt – die Entsorgung erfolgt über die bestehende Leitung in das Versickerungsgelände. Der Boden wurde mit Beton-Recycling aufgefüllt. Die 20 Langstrombecken wurden nach unseren Vorgaben gebaut und haben eine Arbeitshöhe von ca. 85 cm (2,4 m³ pro Becken). Der Kreislauf wird von einer sensitiven Propellerpumpe im Pufferteich betrieben – das Wasser gelangt über KG100/ KG50-Rohre zu den Becken und fällt frei ein (O₂-Versorgung – ca. 6,6 mg/l). Der Betrieb der Pumpe erfolgt 24/7 in einem 15 Minuten on/off-Takt. Im Wassereinfallbereich können die Brutkästen (V2A-Stahl) mit 10 mm Löchern und einer ca. 12 cm glatten Wandung (Ausletterschutz) platziert werden. Für die Hälterung (Quarantäne, Sortierung, usw.) wurden 5 Rundbecken à 5 m³, 2 Langbecken à 2,8 m³ und 2 Flachbecken à 0,8 m³ aufgestellt und mit Brunnenwasserzuläufen versehen.



Abb. 4: Neubau- und Sanierungsarbeiten

Betrieb

Die Anlage konnte mit der Erbrütung der ersten Sömmerlinge im Juni 2006 in Betrieb genommen werden. Aufgrund der geringen Stückzahlen wurden auch kleine Mengen ab 5 Stück vermarktet und nicht genutzte Teiche mit Karpfen (K0) besetzt. In den ersten Monaten wurde festgestellt, dass aufgrund einer fehlenden Entlüftung an den Abläufen der Becken Unterdruck entstand, der zur völligen Entleerung einzelner Becken führen konnte. Die Aufstellung der Langstrombecken musste geändert werden, da sich bessere Ergebnisse an besser belichteten Standorten einstellten. Später wurden auch transparente Dachelemente verbaut – das Netz an der Südwestseite brachte zu viel Beschattung.

Die Vermarktung der produzierten Krebse erfolgte zunächst telefonisch bzw. per Mailverkehr. Das öffentliche Interesse war aufgrund einer Reihe von TV-Produktionen (NDR) und verschiedener Publikationen groß. Schnell musste die Homepage um einen Online-Shop erweitert werden. Neben Sömmerlingen und 2-sömmerigen Zuchttieren wurden geschlechtsreife Männchen, eiertragende Weibchen, Muscheln und Schnecken angeboten und auch in kleinen Stückzahlen verkauft. Inzwischen ist auch der Online-Shop veraltet und wird gerade auf ein modernes System umgestellt.

Neben einer Vielzahl von Privatkunden wurden in den vergangenen Jahren zunehmend Besatzmaßnahmen durchgeführt. Mehrfach in Folge erfolgten Wiederansiedlungen in Zusammenarbeit mit der NABU und aktuell mit einem Unternehmen der maritimen Wirtschaft.

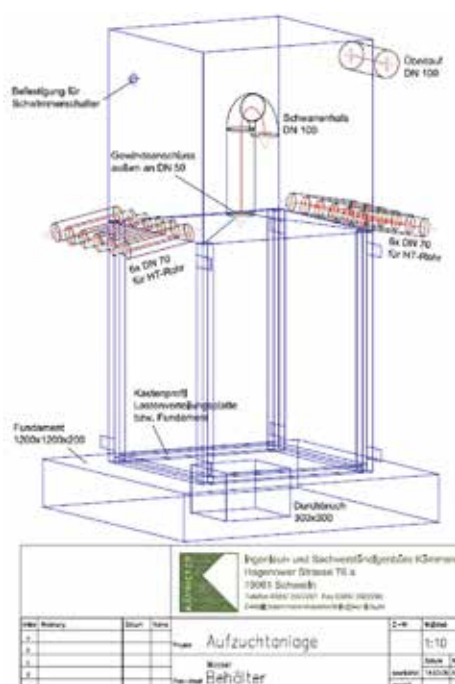


Abb. 5: Zentrale Wasserversorgung der Teichanlage

Forschung und Lehre

Bereits zwischen 2007 und 2009 begannen erste Forschungsprojekte mit der LFA Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern zum Aufbau von Edelkrebsbeständen zur Erzeugung von Satzkrebsen und Nutzbarmachung heimischer Flusskrebsbestände. Von 2009 bis 2012 wurden weitere Forschungsprojekte in Zusammenarbeit mit der LFA umgesetzt. Im Projekt „Aufbau und Entwicklung einer Edelkrebsaquakultur (*Astacus astacus*) in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 2009–2012“ (Verantwortliche Bearbeiter: Dr. W. Jansen, Steffen Teufel. Beteiligte Unternehmen: Ring Consult, BIMES GmbH) wurden folgende Inhalte bearbeitet (Auswahl):

- Weiterentwicklung der Edelkrebsaquakultur
- Optimierung Kreislaufanlagen für Satzkrebse
- Durchführung von Seminaren zu den Themen Flusskrebse und Edelkrebsaquakultur
- Versuche zur Polykultur von Edelkrebsen mit Ostseeschnäpeln
- Aufbau einer Erzeugergemeinschaft
- Öffentlichkeitsarbeit

Parallel zu den laufenden Forschungen wurde an verschiedenen nationalen und internationalen Antragsstellungen mitgewirkt, die später nicht realisiert wurden. Dennoch stehen auch heute noch Kapazitäten wie Teiche, Becken und Ausrüstung zur Verfügung, um als Praxispartner für Forschungsthemen fungieren zu können. Die bislang gesammelten Erfahrungen werden bis heute auch in jährlichen Vorlesungen an der Universität Rostock, Lehrstuhl für Aquakultur und Sea-Ranching im Masterstudiengang weitergegeben. Oft kommen die Studenten während der Saison auch zu einem Praxis-Seminar in den Krebsgarten Basthorst.



Abb. 6: Ansicht der Kreislaufanlage von außen

Produkte und Vermarktung

Edelkrebse werden vor allem in Garten- und Zierteichen immer beliebter – diese Erkenntnis wurde gezogen nachdem in den Anfangsjahren zu wenige Speisekrebse zur Verfügung standen. Sicherlich konnte aufgrund von TV- und Presseberichten eine Zielgruppe angesprochen werden, die am Anfang der Planungen noch nicht im Fokus stand. Daraus hat sich ein Produktmix ergeben, der auch Randprodukte wie Futter, Muscheln oder Anleitungen beinhaltet. Wasser- und Sumpfpflanzen runden heute das Angebot ab – einer der erfolgreichsten Wasserpflanzenzüchter Deutschlands verkaufte nach Aufgabe des Betriebes einen Teil seiner Pflanzen an den Krebsgarten.

Die Vermarktung erfolgt vorwiegend online – Bestellungen werden auch über das Winterhalbjahr angenommen und gesammelt. Die Bezahlung erfolgt grundsätzlich im Voraus – per Überweisung oder Paypal. Es hat sich gezeigt, dass ein effizienter Versand an festen Versandtagen eine Reihe von Vorteilen bringt. Das Kaufverhalten hat sich mit den großen Online-Plattformen dahingehend geändert, dass vor allem Neukunden davon ausgehen, dass die Sendungen binnen sehr kurzer Zeit bei ihnen ankommen. Wir informieren daher auf unserer Homepage und sozialen Netzwerken über die Besonderheiten wie Wetterlage oder kurzfristige Änderungen in der Produktverfügbarkeit.

Der Versand ins Ausland ist zunehmend problematisch geworden – in einigen Ländern besteht inzwischen ein Transportverbot für lebende Krebse (Belgien, Italien) oder die Express-Kosten sind stark gestiegen. Neben den o. g. Produkten werden auch Speisekrebse erzeugt und verkauft – aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit wurden hin und wieder auch andere Flusskrebsproduzenten einbezogen. Zunehmend soll die Wertschöpfung z. B. durch Flusskrebssessen vor Ort bleiben.

Ferner werden Angelkarten für ein eigenes Naturgewässer verkauft und kostenpflichtige Führungen durchgeführt.

Erfahrungen – oder was der Krebszüchter wissen sollte

Bei vielen Neueinsteigern liegt der Fokus zunächst auf Speisekrebse. Oft wird dabei unterschätzt, dass es 3–4 Jahre dauern kann bis eine vermarktungsfähige Größe (70–100 g) erreicht wird. Adulte Tiere benötigen relativ viel Fläche, Futter und Schutz vor Fressfeinden – dies gilt es sicher zu stellen. Die Saison ist kurz und auf August–Oktober begrenzt. Der Transport muss oft gekühlt erfolgen, was im Sommer zunehmend schwe-

rer wird. Gastronomen erwarten regelmäßige kleinere Lieferungen. Für Niedrigpreissegmente kommen Edelkrebse nicht in Frage – sie werden meist direkt zwischen 40–85 EUR/kg vermarktet.

Mit großen Beständen an Flusskrebse in Farmen kommen fast automatisch ungebetene Fressfeinde auf den Plan. In unserem Fall gab es mehrere Jahre in Folge teilweise erhebliche Verluste durch den amerikanischen Nerz (Mink). Diese sind zwar Einzelgänger – können aber dennoch z. B. gemeinsam mit ihren Jungen großen Schaden anrichten. Bejagung ist schwierig und in unserem Fall aufgrund der Ortslage kaum möglich. Fallen können schwimmende Plattformen im Teich mit Fisch oder Krebsen beködert zum Erfolg führen. Auch Krebsreusen (Pirat) führen zum Erfolg, wenn sie mehrere Tage in den Teichen verbleiben. Eine regelmäßige Kontrolle der Fallen bzw. Reusen ist unbedingt erforderlich. Begehung der Ufer zur Sichtung von Losung und Resten von Krebsen sind unerlässlich. Wildkameras können bei der Ansprache helfen.

Ein weiteres Problem waren in unserem Fall Waschbären – so wurden 2 Becken mit begatteten und teilweise eiertragenden Weibchen bei einem verfrühten Wintereinbruch zum Problem. Dabei wurden knapp 350 Tiere Opfer der Waschbären. Seitdem werden Becken mit Maschendraht (1–2 cm Maschenweite) und beschwerten Platten gesichert – als Überkletterschutz an den Zäunen sind Weidestromdrähte hilfreich. Reiher wurden bislang nur für die Fische gefährlich – andere Fressfeinde wie Otter oder Ratten haben sich bislang nicht eingestellt.

Langer Atem empfiehlt sich bei dem Thema Wiederansiedelungen. Als kommerzielles Unternehmen steht man im Dauer-Spagat zwischen den Interessen des Naturschutzes, der beteiligten Ämter und der eigenen Intentionen. Oft führen persönliche Gespräche in Verbindung mit einer Besichtigung der Zuchtanlage zu guten Projekten.

Ansprüche und Realität

Viele Investoren denken in erster Linie an Rentabilität. Relativ hohe Hürden müssen bereits bei der Planung von Neubauten oder Umnutzungen genommen werden. Dabei spielen Fragen wie Eigentum oder Pacht, benötigte Infrastrukturen, genehmigungsrechtliche Faktoren und vor allem Umwelt- und Gewässerschutz eine große Rolle. Gleichzeitig müssen getätigte Investitionen instandgehalten werden. Die Produktionszyklen sind relativ lang und Umweltfaktoren können den Betrieb deutlich beeinflussen. Hinzu kommen Auswirkungen des Klimawandels wie anhaltende Trockenperioden oder Hochwasser, die je nach Auswahl des

Standortes Einflüsse auf den Betrieb haben können.

Der Krebsgarten Basthorst wurde von vornherein als ein nachhaltig angelegtes Projekt und als Nebenerwerbsbetrieb geplant. Dennoch handelt es sich um ein Wirtschaftsunternehmen und muss als solches laufend auf Markt- und Umwelteinflüsse reagieren und die richtigen Schlüsse ziehen.

Heute besteht eine Kooperation mit einem Industrieunternehmen, welches sich langfristig für den Umwelt- und Artenschutz engagieren will. Damit können Synergien für beide Seiten in Bezug auf den langfristigen Schutz des Edelkrebsees unabhängig von Marktpotenzialen, Förderschwerpunkten oder Renditeerwartungen geschaffen werden. Im konkreten Fall realisieren wir Ansiedlungsprojekte, die Anlage eines Edelkrebs-Teiches mitten in einem Industriehafen und werden bei wichtigen Investitionen wie der Erneuerung einer Wasserversorgung aktiv unterstützt. Die Krebs Korrosionsschutz GmbH leistet damit einen sichtbaren Beitrag und profitiert durch einen Image-Gewinn ebenfalls.

Ausblick

Die Aufzucht und Produktion von Edelkrebsees ist trotz aller Schwierigkeiten mit einer großen Faszination verbunden. Immer mehr Naturfreunde begeistern sich für diese fast vergessene Art und engagieren sich privat, in Vereinen, Unternehmen oder Verbänden dafür. Als Satz- und Speisekrebs-Betrieb hat uns der Sommer 2018 verunsichert, da erstmals die Befruchtungsraten merkbar schlechter wurden. Ob Klima, Einfluss von Forst- und Landwirtschaft oder eine Mischung unterschiedlicher Faktoren dafür verantwortlich sind ist heute noch nicht ganz klar. Ein guter Weg scheinen mehrere Standbeine zu sein. Bei den Akteuren des Krebsgartens Basthorst spielen weitere landwirtschaftliche Engagements oder auch der Aufbau eines Tee- und Gewürzhandels mit kleiner Gastronomie dabei eine Rolle. Die Vernetzung der Akteure aus Privatwirtschaft, Züchter, Wissenschaft, Politik und Verbänden scheint ein Weg zu sein, den man gehen könnte.

Steckbrief „Krebsgarten Basthorst“

Name / Rechtsform	Müller & Teufel GbR WARNOW WILDLIFE „Krebsgarten Basthorst“
Lage	Mecklenburg-Vorpommern, Landkreis Ludwigslust-Parchim, Amtsbereich Crivitz
Errichtung	2006
Flächen	3,5 ha am Standort Basthorst, 3 ha Naturgewässer Hofsee Augustenhof
Teichanlage	11 Einzelteiche a 450-500 m ² mit 1,8 km Uferlänge
Bodenbeschaffenheit	Torf, schluffiger Sand, Mergel
Wasser	Brunnenwasser
Kreislaufanlage	Halboffene Halle mit außenliegendem Pufferteich und 20 Langstrombecken; 80 m ³
Hälterung	3 Rundbecken à 5 m ³ , 2 Ovalbecken à 2,8 m ³ , 2 Rechteckbecken à 0,8 m ³
Kapazität	Bis 20.000 Sömmerlinge, bis 100 kg Speisekrebse
Mitarbeiter	1 (Teilzeit) + Saisonkräfte, Praktikanten
Kontaktdaten	WARNOW WILDLIFE Müller & Teufel GbR Schlossstrasse 7, D-19089 Crivitz – OT Basthorst, Deutschland Tel. +49 38 63 22 59 58 / +49 162 294 57 63 s.teufel@ring-consult.com www.krebsgarten.de

IDeA – Integration von Detrivoren in existierende Aquakulturproduktionsanlagen

Zusammenfassung

Im IDEA Projekt sollte ein IMTA-Ansatz (Integrierte Multitrophe Aquakultur) entwickelt, erprobt und erfolgreich im Aquakulturbetrieb eingesetzt werden, um die traditionelle Süßwasser-Aquakultur in Teich- und Kanalsystemen in Deutschland nachhaltig ökologisch und ökonomisch umweltgerecht zu gestalten. Hierzu sollte eine detrivore Art, der Edelkrebs (*Astacus astacus*), in bereits bestehende Forellenaquakulturen (*Oncorhynchus mykiss*) integriert werden.

Für die Praxiserprobung wurden zwei niedersächsische Forellenproduzenten gewonnen, welche sich durch die Produktionssysteme und die Produktionsintensität unterschieden. Hierbei handelte es sich zu einen um eine extensive Teichwirtschaft, bei der Käfige direkt in den Forellenteichen integriert wurden, und eine intensives Forellen-Raceway-System, bei dem Tanks im Auslauf der Anlage positioniert wurden. Bei beiden Integrationsansätzen wurden physiologische Parameter der Edelkrebse aufgenommen und am Ende erfolgte eine Bewertung der Ansätze nach ökologischen, ökonomischen und praktischen Gesichtspunkten.

Die Praxiserprobung zeigte, dass das Tanksystem mit Zufütterung, der Käfigvariante ohne Zufütterung vorzuziehen ist. Vor allem die geringen Überlebensraten der Käfigvariante, aber auch die Praktikabilität sind hier die ausschlaggebenden Faktoren. Die Wirtschaftlichkeitsanalyse erwies klar, dass keins der durchgerechneten Szenarien eine ökonomisch profitable Investition wäre. Dies ist insbesondere durch die hohen Investitionskosten für die Becken bzw. Käfige begründet. Ist es aber möglich diese Kosten zu sparen, z. B. durch die Nutzung vorhandener Tanks, Becken oder Schönungs- und Angelteiche, zeigen die Ergebnisse dieses Projekts, dass die Zucht von Edelkrebsen durchaus eine Möglichkeit zur nachhaltigen Weiterentwicklung der traditionellen deutschen Forellenaquakultur ist.

Anlass und Zielsetzung des Projekts

Weltweit gewinnt die Aquakulturproduktion stetig an Bedeutung und wird weiterhin unverzichtbar für die stabile Versorgung mit nachhaltigen produzierten Lebensmitteln sein (FAO, 2012). Dabei sind Rohstoffverknappungen (Rana, 2009) sowie die Belastung

natürlicher Lebensräume Aquakulturprobleme, welchen durch neue Konzepte begegnet werden muss, um eine umweltgerechte(re) Lebensmittelproduktion zu erreichen. Eine Möglichkeit ist die Integrierte Multitrophe Aquakultur (IMTA) (Chopin et al., 2001), bei den Organismen verschiedener Trophieebenen gemeinsam gehalten werden, um Platz-, Futter-, Energie und Wasserressourcen besser zu nutzen, Nährstoffbelastungen zu senken und zudem weitere, ernährungsrelevante Produkte zu erzeugen.

Im IDEA Projekt sollte ein IMTA-Ansatz (Integrierte Multitrophe Aquakultur) entwickelt, erprobt und erfolgreich im Aquakulturbetrieb eingesetzt werden, um die traditionelle Süßwasser-Aquakultur in Teich- und Kanalsystemen in Deutschland nachhaltig ökologisch und ökonomisch umweltgerecht zu gestalten. Hierzu sollte eine detrivore Art, der Edelkrebs (*Astacus astacus*), in bereits bestehende Forellenaquakulturen (*Oncorhynchus mykiss*) integriert werden. Dadurch soll eine bessere Nutzung aller eingesetzter Ressourcen ermöglicht werden, eine Senkung der Nährstofffrachten erfolgen, ein weiteres hochwertiges Nahrungsmittel produziert sowie zur Erhaltung einer vom Aussterben bedrohten Art beigetragen werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Bei den Recherchen zur deutschen Forellenaquakultur zeigte sich, dass die Produktionssysteme und Produktionsintensität sehr unterschiedlich sein können (Shaw & Gabbott 1992; Brämick 2017) und so ein einheitlicher Integrationsansatz kaum sinnvoll erschien. Vor allem bei intensiven Zuchtssystemen sind am Ende der Mast die Besatzdichten so hoch, dass eine direkte Integration in Ablagesystemen in den Becken nicht möglich ist (pers. Kommentar S. Winkelmann-Heidefisch GmbH). Daher wurden zwei verschiedene integrative Ansätze für die kommerzielle Forellenaquakultur gewählt und bei zwei Forellenzüchtern aus Niedersachsen erprobt. Dabei handelte es sich um eine eher traditionelle extensive Teichaquakultur, bei der Krebskäfige direkt in den Teichen integriert wurden (Abb. 1) und eine intensive Raceway-Aquakultur, bei der Tanks im Auslauf der Anlage angeschlossen wurden (Abb. 3).

Praxisüberführung (A) Forellenteiche

Die Firma Forellen-, Aal- & Lachsräucherei Wilfried Heins (Ostendorfer Straße 41, 27432 Bremervörde – Ostendorf) ist ein extensiver Forellenzüchter, welcher im Nebenerwerb ca. 6 t Forellen im Jahr produziert. Die Besatzdichten am Ende des Mastzyklus betragen ungefähr 30 kg/m^3 . Die Teichanlage besteht aus vier Teichen mit Abmessungen von $25 \times 12 \times 2 \text{ m}$ (L x B x H) und haben ein Volumen von je ca. 450 m^3 . Das Produktionssystem ist ein über Brunnenwasser versorgtes Teilkreislaufsystem. Bei diesem System ist lediglich eine Sedimentation integriert, über welche ein Teilstrom wieder zurück in die Teiche gepumpt wird.



Abb. 1: Teichanlage der Firma Forellen-, Aal- & Lachsräucherei Wilfried Heins

In Zusammenarbeit mit Wilfried Heins wurden die konstruierten Käfigen am 22.09.2017 in die Forellenzuchtanlage integriert und beprobt. Hierbei wurden 24 Käfige mit den Maßen $100 \times 100 \times 20 \text{ cm}$ (L x B x H) in drei Teichen installiert, jeweils acht Käfige pro Teich und mit zwei Besatzdichten a 10 und 20 Tiere pro Käfig. Ab März 2018 wurden in regelmäßigen Abständen Überlebensrate, Körperindex und Wasserparameter gemessen.



Abb. 2: Krebskäfig mit Verstecken und besetzten Krebse zur Verwendung in der Teichanlage

Praxisüberführung (B) Forellen-Raceway-Systeme

Die Firma Heidefisch GmbH (Meinholz 1, 29649 Wietzendorf) ist ein intensiver Forellenzüchter im Haupterwerb mit einer Jahresproduktion von ca. 600 t Lebendfisch und ca. 60 t Forellenkaviar. Am Ende der Mast beträgt die Besatzdichte ca. 100 kg/m^3 . Mit einem Produktionsvolumen von ca. 10.000 m^3 und einem Gesamtvolumen von ca. $18 - 20.000 \text{ m}^3$. Die Anlage ist ein modernes Teilkreislaufsystem mit Feststoff-, Biofilter und Denitrifikation.



Abb. 3: Krebsbecken bei der Firma Heidefisch GmbH

In Zusammenarbeit mit der Firma Heidefisch wurden 3 Becken mit den Maßen $4000 \times 1200 \times 1000 \text{ mm}$ (LxBxH) am 07.12.2017 am Auslauf der Forellenzuchtanlage angeschlossen (Abb. 3). Für die statistische Auswertung wurden die drei Becken jeweils in drei Kompartimente unterteilt (Abb. 4). Jedes Becken wurde mit Krebsen bei drei verschiedene Besatzdichten bestückt; $5 \text{ Stk/m}^2 = 8 \text{ Stk}$; $10 \text{ Stk/m}^2 = 16 \text{ Stk}$; $20 \text{ Stk/m}^2 = 32 \text{ Stk}$. Die Tiere wurden mit Feststoffen aus dem Forellensystem sowie mit im System verstorbenen Forellen gefüttert. Ab März 2018 wurden in regelmäßigen Abständen Überlebensrate, Körperindex und Wasserparameter gemessen.



Abb. 4: Kompartiment für 32 Krebse (20 Stk/m^2) in einem Krebsbecken bei der Firma Heidefisch GmbH

Material und Methoden für die durchgeführten Praxisüberführungen (A & B)

Versuchstiere

Die Edelkrebse (*Astacus astacus*) wurden von Dr. Harald Groß (Edelkrebs- und Fischzucht, Bad Münster-eifel-Schönau; Nordrhein-Westfalen) bezogen. Die verwendeten Tiere hatten ein mittleres Gewicht von $75,54 \pm 11,81$ g. Für die Versuche wurden ausschließlich männliche Tiere mit einem Alter von zwei bis drei Jahren genommen, weil dies eine Größe ist, ab der der Edelkrebs vermarktet wird. Bei der Vermarktung als Speisekrebse spielen Weibchen nur eine untergeordnete Rolle, weil diese nicht so schnell wachsen wie Männchen und außerdem von den Züchtern für die Nachzucht benötigt werden. Mit zunehmendem Alter werden die Tiere territorialer und neigen zum Kannibalismus, damit einhergehend nimmt die maximale Besatzdichte je Quadratmeter ab. Damit stellt die gewählte Altersgruppe die höchsten Anforderungen an die Haltung und ist somit der Bottleneck/Engpass für eine ökonomisch nachhaltige Speisekrebiszucht.

Probennahme Hämolymphe

Neben dem Gewicht der Krebse und den äußerlichen Besonderheiten (wie fehlenden Scheren usw.), die für alle Tiere bestimmt wurden, wurden jeweils fünf Tiere zufällig ausgesucht, denen Hämolympheflüssigkeit für chemische und biologische Analysen entnommen wurde. Die Hämolympheproben wurden dorsal aus dem pericardialen sinus zwischen Carapax und erstem abdominalem Segment entnommen. Es wurden jeweils zwei Proben genommen, eine für die Ermittlung der Hämozytenzahl (THC) und eine Zweite für die Bestimmung der physiologischen Parameter Glukose (GL), Gesamte Proteine (TP) und Triglyceride (TRG).

Wasserparameter

Sauerstoffgehalt, Temperatur und pH-Wert wurden regelmäßig für beide Standorte aufgenommen. Des Weiteren wurden in regelmäßigen Abständen die Konzentrationen an Ammonium, Nitrit und Nitrat bestimmt.

Statistik

Wachstumsleistung und Hämolymphe-Parameter wurden auf Normalität (Shapiro-Wilk-Test) und Homoskedastizität (Levene-Test) analysiert. Die Behandlungsmittelwerte pro Tank oder Teich, die einer Normalverteilung folgten und Homoskedastizität zeigten, wurden weiter mit Kontrollwerten mit einer One Way ANOVA Test an unabhängigen Proben verglichen. Wo Normalitäts- oder Homoskedastizitätsannahmen nicht erfüllt waren, wurde ein nicht parame-

trischer Kruskal-Wallis-Test auf Rängen angewendet. Alle statistischen Auswertungen wurden mit SigmaPlot Software Version 11.0 durchgeführt.

Wirtschaftlichkeitsanalyse

Die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurde als Fremdleistung an das Technologie-Transfer-Zentrum Bremerhaven vergeben. Hierbei wurden verschiedene Szenarien betrachtet und durchgerechnet. Dies waren zum einen die direkte (Käfige) und indirekte (Tanks) Integration und zum anderen die Produktion von Speise- oder Satzkrebsen.

Ergebnisse

Praxisüberführung (A) Forellenteiche

Wasserparameter

Die Wasserparameter bei der Firma Forellen-, Aal- & Lachsräucherei Wilfried Heins bewegten sich das ganze Jahr über in normalen Bereichen. Der pH-Wert schwankte im Versuchszeitraum zwischen 6,9 und 8,0 und lag im Mittel bei 7,6. Die Temperaturen in den vier Teichen zeigten einen typischen Jahresverlauf und lag im Mittel bei ca. $13,5$ °C. Die Tiefstwerte lagen bei 2 °C und die Maximaltemperaturen bei ca. 21 °C.

Die Nährstoffkonzentrationen für die vier Teiche unterschieden sich nur geringfügig im Versuchszeitraum. Die gemessenen Konzentrationen für Nitrit und Nitrat waren während der ganzen Zeit sehr gering. Nur die Ammoniumkonzentrationen waren teils erhöht und lagen im Mittel zwischen $1,02$ und $2,13$ mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. An einigen Messtagen wurden aber auch Konzentrationen über 4 mg/l gemessen.

Wachstum und Überlebensraten

Aufgrund der sehr geringen Überlebensraten am Ende des Versuchs in den Forellenteichen ist eine Auswertung der Daten nur bedingt möglich. Zur ersten Probennahme lagen die durchschnittlichen Überlebensraten je Replikat zwischen 40 und 70 % für die Körbe mit 10 Krebsen je m^2 und zwischen 24 und 58 % für die Körbe mit 20 Krebsen je m^2 . Am Ende des Versuchs betrug die Überlebensraten lediglich noch 5 , 9 bzw. 19 % für die drei Replikate. Aufgrund der niedrigen Anzahl an Tieren, konnten auch die Wachstumsdaten nicht ausgewertet werden. Der Zuwachs der verbliebenen Tiere war nur minimal. Dies ist wahrscheinlich an den unzureichenden Haltungsmethoden, aber auch an teils fehlenden Scheren, welche beim Edelkrebs schon einen erheblichen Teil des Gewichts ausmachen, festzulegen. So fehlten bei 18 % aller überlebenden Tiere mindestens eine Schere.

Physiologische Parameter

Die gemessenen Parameter des Hämolympplasmas sind in Abb. 5 dargestellt. Für die erste Probennahme Ende Mai konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Treatments festgestellt werden. Die Konzentration für TP lag bei $2,35 \pm 0,78$ g/dl, GL bei $5,94 \pm 3,85$ mg/dl, TRG bei $11,11 \pm 4,15$ mg/dl und der THC-Wert lag bei $4,98E+05 \pm 2,28E+05$. Eine statistische Auswertung der Endprobennahme konnte aufgrund der geringen Probenanzahl nicht durchgeführt werden. Die in Abb. 5 dargestellten Konzentrationen für die Probennahme im Herbst, stellen somit nur Orientierungswerte dar und lassen keine belastbaren Aussagen zu.

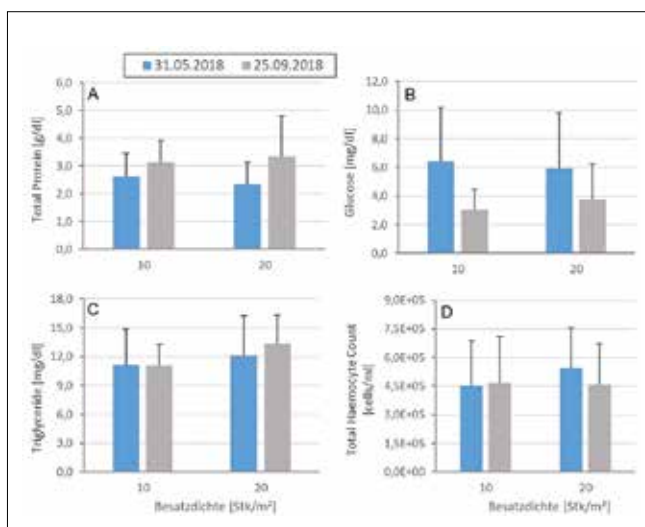


Abb. 5: Mittlere Konzentrationen (\pm SD) für Protein (A), Glucose (B), Triglycerid (C) und THC im Hämolymp plasma im Frühjahr und Herbst 2018 bei unterschiedlichen Besatzdichten

Praxisüberführung (B) Forellen-Raceway-Systeme

Wasserparameter

Die Wasserparameter bei der Firma Heidefisch bewegten sich das ganze Jahr über in normalen Bereichen. Der pH-Wert schwankte im Jahresverlauf nur wenig und lag im Mittel des Versuchszeitraums bei 7,55 wobei der Maximalwert bei 8,07 und der Minimalwert bei 6,80 lag. Die Temperaturen lagen im Jahresverlauf zwischen 4 und 19,25 °C, wobei der Mittelwert bei ca. 11 °C lag. Die Nährstoffkonzentrationen im Auslauf lagen während des gesamten Versuchszeitraums in normalen Bereichen. Hierbei lagen in der Regel die Konzentrationen von Ammonium4 (NH_4^+) unter 1 mg/l, von Nitrit (NO_2^-) unter 0,3 mg/l und von Nitrat (NO_3^-) unter 4 mg/l.

Wachstum und Überlebensraten

Die Überlebensraten sowie die mittleren Stückgewichte der Krebse (Abb. 6) für die verschiedenen Treatments zeigten keine signifikanten Unterschiede. Es ist aber eine Tendenz zu beobachten, so sinkt sowohl die Überlebensrate, als auch das mittlere Stückgewicht mit steigende Besatzdichte. Die mittleren Überlebensraten bewegten sich zwischen $62,6 \pm 9,6$ % bei 20 Krebsen je m^2 und $87,5 \pm 12,5$ % bei 5 Krebsen je m^2 . Die mittleren Stückgewichte lagen bei den unterschiedlichen Treatments sehr dicht beieinander. Bei 20 Krebsen je m^2 lag das mittlere Gewicht bei $101,05 \pm 17,04$ g und bei 5 Krebsen je m^2 bei $111,01 \pm 16,41$ g.

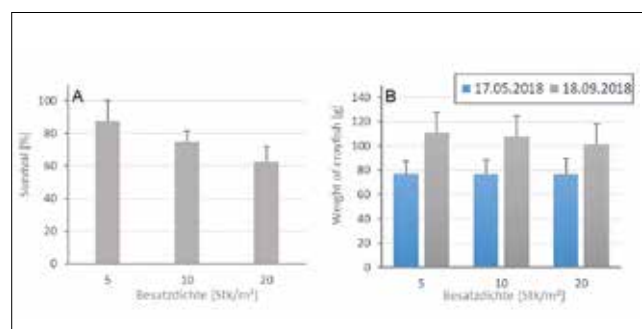


Abb. 6: Überlebensraten (A) am Ende des Versuchs und mittleres Stückgewicht (B) im Bezug zu den Besatzdichten Heins

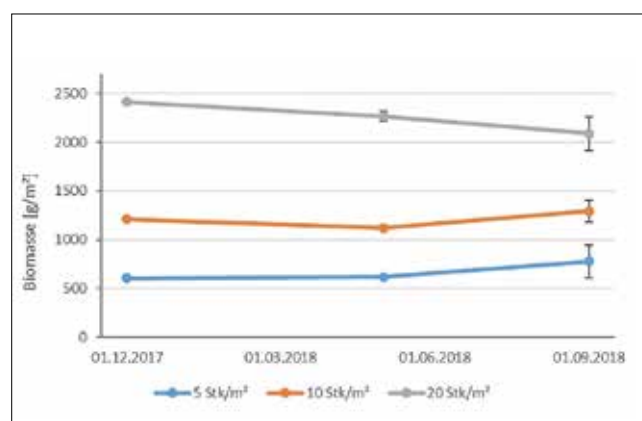


Abb. 7: Biomasseentwicklung (\pm SD) bei verschiedenen Besatzdichten über den Versuchszeitraum

In Abb. 7 ist die Biomasseentwicklung über den Versuchszeitraum dargestellt. Diese verdeutlicht, dass ein Wachstum der Krebse ausschließlich von Frühjahr bis Herbst stattfindet. Weiterhin kann beobachtet werden, dass nur die Besatzdichten von 5 und 10 Stk/m^2 am Ende des Versuchs einen realen Biomassezuwachs verzeichnen. Zwischenzeitlich sinkt bei 10 Stk/m^2 die Biomasse sogar leicht, was durch Verluste in dieser Zeit begründet ist. Bei 20 Stk/m^2 ist ein Rückgang der Biomasse über den gesamten Zeitraum um ca. 15 % zu beobachten, wobei das Stückgewicht über die Zeit um ca. 32 % zugenommen hat.

Physiologische Parameter

Bei der Betrachtung der physiologischen Parameter (Abb. 8) zeigten sich teils signifikante Unterschiede. Bei den Startwerten vom Mai 2018 wies die Besatzdichte mit 5 Krebsen je m² für die Parameter TP, GL und TRG jeweils einen signifikanten Unterschied zu den anderen beiden Treatments auf. Nur die Hämocytenzahl zeigte keine Signifikanzen. Die TP-Konzentrationen lagen zwischen $3,27 \pm 1,41$ g/dl für 20 Stk/m² und $4,90 \pm 1,10$ g/dl für 5 Stk/m². Bei GL lagen die Werte bei der höchsten Besatzdichte bei $15,84 \pm 9,89$ mg/dl und $31,21 \pm 14,01$ mg/dl bei der niedrigsten Besatzdichte. Die TRG lagen in einem Bereich von $7,06 \pm 3,86$ mg/dl (10 Stk/m²) bis $13,93 \pm 5,64$ mg/dl für die niedrigste Besatzdichte. Die Hämocytenzahl lag für alle Treatments auf einem ähnlichen Niveau ($1,89E+05 \pm 1,17E+05$ Zellen/ml).

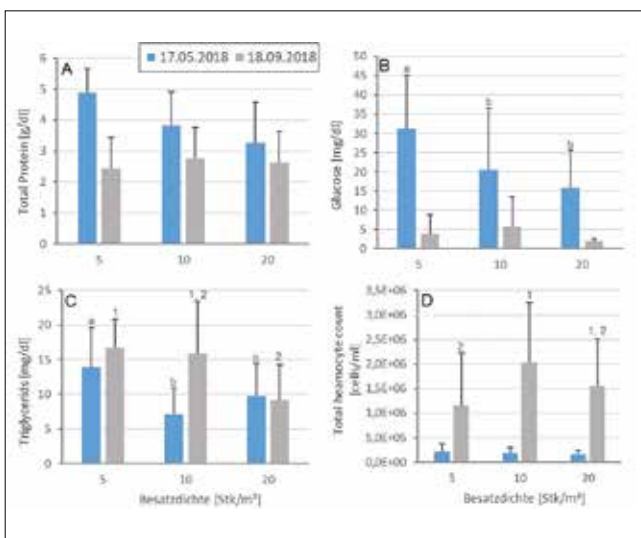


Abb.8: Mittlere Konzentrationen (\pm SD) für TP (A), GL (B), TRG (C) und THC (D) im Plasma. Verschiedene Buchstaben und Zahlen kennzeichnen signifikante Unterschiede.

Bei der Endprobennahme im Herbst ist das Bild nicht mehr so deutlich, hier zeigte sich bei den Proteinen und der Glucose keine signifikanten Unterschiede zwischen den Treatments. Nur bei den Triglyceriden und der Hämocytenzahl, waren Unterschiede zu erkennen. Bei den Triglyceriden unterschieden sich nur Treatment 5 von 20 Stk/m² und bei der Hämocytenzahl nur 5 von 10 Stk/m².

Die Unterschiede zwischen den Probennahmen im Frühjahr und Herbst waren teils sehr deutlich. Die Protein- und Glukosekonzentrationen lagen im Herbst alle unter denen im Frühjahr. Am deutlichsten war dies bei Glukose. Ein etwas anderes Bild zeigten die Triglyceride und die Hämocytenzahl. Der THC-Wert war im Herbst deutlich höher als im Frühjahr und bewegten sich zwischen $1,16E+06 \pm 1,07E+06$ und $2,04E+06$

$\pm 1,21E+06$, dies entspricht im etwa Faktor 10. Die TRG-Konzentrationen waren bei 5 und 10 Stk/m² im Herbst höher als im Frühjahr und bei 20 Stk/m² etwa gleich groß.

Wirtschaftlichkeitsanalyse

In der Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden verschiedene Szenarien der Integration von Edelkrebsen in existierenden Aquakulturanlagen untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Zucht von Edelkrebsen als zusätzliche Einnahmequelle für existierende Aquakulturanlagen unter den betrachteten Szenarien keine ökonomisch profitable Investition ist.

Obwohl der Edelkrebs eine hochpreisige und gut zu vermarktende Art ist, reichen die Erlöse nicht aus, um vor allem die hohen Investitionskosten für Becken bzw. Käfige zu decken. So ergab z. B. die Break-Even-Analyse für die Speisekrebsproduktion einen benötigten Erlös von über 70 €/kg für die Integration mit Käfigen und ca. 120 €/kg für die Beckenvariante. Bei derzeitigen Preisen von ca. 40 €/kg würden selbst Skalierungseffekte kaum zu Buche schlagen.

Diskussion

Es hat sich klar gezeigt, dass die direkte Integration in Teichen mittels Käfigen, unter den gegebenen Bedingungen, als nicht geeignet bewertet werden muss. Hierbei spielen mehrere Faktoren eine Rolle welche zu den schlechten Überlebensraten führten und letztendlich den Ausschlag für die negative Gesamtbewertung geben. Grundsätzlich muss festgestellt werden, dass das Nahrungsangebot anscheinend nicht ausreichend für die Krebse war. Hierfür können mehrere Gründe eine Rolle gespielt haben. Es ist z. B. kaum zu kontrollieren wo sich wieviel Faeces und Futterreste ansammeln und so den Krebsen zur Verfügung stehen. Verendete Tiere können von den Krebsen nicht erreicht werden, es sei denn diese bleiben direkt auf oder neben dem Käfig liegen. Allgemein kann auch resümiert werden, dass eine Kontrolle der Tiergesundheit und des Nahrungsangebots in den Käfigen kaum möglich ist, da kein direkter Sichtkontakt vorhanden ist. Daher kann eine Reaktion auf eventuelle Probleme immer nur verzögert erfolgen. Ein weiteres Problem könnte auch die geringe Höhe der Käfige gewesen sein, welche ausreichende Fluchtbewegungen der Krebse behindert. Diese sind gerade während der Häutung sehr empfindlich und eine potentielle Nahrungsquelle für den Artgenossen.

Die indirekte Integration der Krebse in Tanks im Auslauf zeigte gute Ergebnisse, sowohl bei den Überlebensraten als auch bei den Wachstumsdaten. Die Haltung in Tanks hat den Vorteil, dass eine Kontrolle der

Tiergesundheit und des Nahrungsangebotes sehr gut möglich ist. Im Gegensatz zur Käfighaltung ist hier der Arbeitsaufwand etwas höher, da die Tiere regelmäßig gefüttert und die Zu- und Abläufe der Becken auf ihre Funktion hin geprüft werden müssen.

Eine ökologische Bilanzierung und Bewertung des IMTA-Ansatzes konnte in den durchgeführten Versuchen nicht mit Daten hinterlegt werden. Dies hatte verschiedene Gründe. Der Hauptgrund ist hierbei das Biomasseverhältnis von Krebsen zu Forellen. Die wenigen Kilogramm Krebse fallen im Verhältnis zu den Tonnen an produzierten Forellen kaum ins Gewicht, so dass eine Reduktion der Nährstofffrachten kaum zu messen und eine Berechnung der Stoffströme kaum möglich ist. Ein weiterer Grund sind die teils modernen Aquakultursysteme. So arbeitet die Heidefisch GmbH aufgrund gesetzlicher Vorgaben z. B. mit einer Denitrifikationseinheit, so dass das Ablaufwasser, welches letztlich in den Vorfluter gelangt, eine Nitratlast von unter 3 mg/l aufweist. Hier ist eine Reduktion der gelösten Nährstoffe kaum noch möglich. Allerdings wurden die Krebse mit toten Forellen gefüttert. Hierdurch wird ein Abfallprodukt in ein hochwertiges Lebensmittel umgewandelt und die Kadaver müssen nicht abgeholt und an einem anderen Ort verwertet werden, was natürlich zu einer Mehrbelastung der Umwelt führt. Des Weiteren konnte in den Krebsbecken üppiges Algenwachstum und eine Vielzahl von Kleinstlebewesen beobachtet werden, so dass man auch hier von einer Reduktion der im Wasser vorhandenen Nährstoffe ausgehen kann, ähnlich einem Schönungsteich. Der natürliche Aufwuchs im Becken erweitert natürlich auch das Nahrungsangebot der Krebse. Bei der direkten Integration mittels Käfigen wäre es in der Theorie etwas anders. Hier sollten die Krebse sich von den Faeces, Futterresten und verendeten Tieren ernähren, was durchaus zu einer Senkung der Nährstofffrachten führen würde. Da die Krebse am Teichboden sind, sollten sie auch die entstehende Schlammschicht durchwühlen und so die Mineralisierung begünstigen. Allerdings ist kaum zu kontrollieren, was in den Käfigen ankommt und ob die Nahrung ausreichend ist.

Die Wirtschaftlichkeitsanalyse hat klar gezeigt, dass die zusätzliche Produktion von Edelkrebsen keine ökonomisch profitable Investition ist. Vor allem die hohen Investitionskosten für die Käfige bzw. Tanks sind hier der entscheidende Faktor. Daher kann eine zusätzliche Krebsproduktion durchaus eine Möglichkeit für bestehende Aquakulturbetriebe sein, wenn diese Investitionskosten nicht anfallen oder deutlich reduziert werden können. Hier könnten unterschiedliche Strategien verfolgt werden.

Eine Methode wäre, die Krebse direkt in die Teiche zu setzen, also einfach die Käfige wegzulassen. Dabei müssen natürlich Interaktionen zwischen Krebsen und Forellen berücksichtigt werden, z. B. könnten zu kleine Krebse durchaus von Forellen entsprechender Größe gefressen werden. Ab einer gewissen Größe stellt die Forelle aber keine Gefahr mehr dar, nichtsdestotrotz sollten mögliche Interaktionen auf molekularer bzw. chemischer Ebene (sogenannte „alarm cues“), näher untersucht werden.

Eine weitere Möglichkeit ist die Nutzung vorhandener ungenutzter Systeme, z. B. alter Becken oder Schönungsteiche, welche in vielen klassischen Forellenaquakulturen noch vor dem Vorfluter vorgeschaltet sind. Auch Angelteiche, die von einigen kleineren Forellenzüchtern als zusätzliche Einnahmequelle betrieben werden, könnten für die Zucht von Edelkrebsen genutzt werden. Natürlich dürfen dann in den genutzten Systemen keine Übertragungsmöglichkeiten für die Krebspest vorhanden sein.

Ansprechpartner

Rajko Thiele

Alfred-Wegener-Institut Helmholtz Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven, Deutschland

rajko.thiele@awi.de

Literatur

Brämick Uwe 2017. Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2017.⁴⁴ Erstellt im Auftrag der obersten Fischereibehörde der Bundesländer.

Chopin T., Buschmann A.H., Halling C., Troell M., Kautsky N., Neori A., Kraemer G.P., Zertuche-González J.A., Yarish C., Neefus C. 2001. Integrating Seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37: 975-986.

FAO, 2018. World review of fisheries and aquaculture 2017. Rom, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Rana K.J., Siriwardena S., Hasan M. R. 2009. Impact of rising feed ingredient prices on aquafeeds and aquaculture production. Fisheries and Aquaculture technical paper: FAO, 541.

Shaw S., Gabbott M. 1992. Development of trout markets and marketing with particular reference to the European experience. *Aquaculture* 100 (1-3): 11-24.

Der *Procambarus clarkii* in Berlin

Vorkommen von *Procambarus clarkii* Berlin

2014 hat man festgestellt, dass es Vorkommen des amerikanischen Sumpfkrebse im Britzer Garten gibt. Der Park wurde vor über 40 Jahren zur Ausrichtung einer Bundesgartenschau angelegt, hat eine Größe von 90 ha, davon 30 ha Seenfläche mit großen Röhricht-Seerosenbestand und wird jährlich von 3 Millionen Besuchern genutzt. Die Wasserflächen sind künstlich angelegt, werden von Grundwasser gespeist und stehen in keiner Verbindung zu anderen Gewässern. Es gibt keinen Aalbestand.

Seit 2016 sind Bestände dieser Krebsart auch im Tiergarten am Brandenburger Tor bekannt. Der Tiergarten ist ebenfalls als Park angelegt und wird durch ein Grabensystem mit seenartigen Erweiterungen durchflossen. Der Wasserzulauf erfolgt über den Landwehrkanal

und der Abfluss des Wassers erfolgt in die Stadtspreewälder. Hier sind im vergangenen Jahr auch schon erste Bestände des *Procambarus clarkii* festgestellt worden, die vermutlich aus dem Tiergarten abgewandert sind. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass der Bestand im Tiergarten aus Kenia stammt.

Die Bestände in beiden Bereichen sind so groß, dass Sumpfkrebse bei entsprechenden Wetterlagen über Straßen und Wegen kriechen. Auch in weiteren kleineren Seen soll es in Berlin Bestände dieser Krebsart geben.

Bekämpfung und Fang

Im Britzer Garten erfolgten bis 2018 keine Maßnahmen zur Eindämmung der Population obwohl ein deutlicher Rückgang der Bestände von Fröschen und

Kröten bemerkt wurde. Im Tiergarten wurden zunächst Satzaale eingesetzt und 2017 erfolgte erstmalig eine Befischung der Krebse durch das Fischereiamt Berlin in einem Zeitraum von 14 Tagen mit 8 Doppelreusen, Fangergebnis 4.000 Krebse. Die Tiere kamen in die Verwertung.

Im Februar 2018 führte das Fischereiamt ein Interessensbekundungsverfahren zur Erteilung eines Erlaubnisscheines zum Fang von Krebsen in dem Zeitraum 1.4.–15.11.2018 durch und schrieb Berliner Berufsfischer an. Bedingungen: kostenfrei, auf eigenes wirtschaftliches Risiko, intensive Befischung, Einbau von Ottergittern in Reusen, Fang soll zu Speisezwecken erfolgen, Verkauf an Gastronomie lebend und an private Käufer getötet. Selbstfinanzierend der Befischung durch den Verkauf der Krebse.

Mein Sohn und ich bewarben uns und bekamen den Zuschlag. Anfang Mai begannen wir mit dem Fang und aufgrund der sehr warmen Witterung war der Fang von Anfang an recht gut. Wir



Die Bestände des roten amerikanischen Sumpfkrebse *Procambarus clarkii* im Tiergarten sind so groß, dass die Krebse regelmäßig über Land wandern und dabei von Spaziergängern beobachtet und fotografiert werden können. (Foto: A. Soltau)

setzten Doppelreusen, Flügelreusen, Plastikrebskörbe und Bungen ein. Die Reusen erwiesen sich auch ohne Beköderung am erfolgreichsten. Einmal fingen wir innerhalb von 3 Tagen in einer Doppelreuse 400 Krebse. Im Durchschnitt setzten wir in beiden Bereichen jeweils 15 Doppelreusen ein und der Fang betrug zufällig auch jeweils 20.000 Krebse in der Saison. Das Durchschnittsgewicht betrug 35 g. Im Tiergarten verloren wir durch Diebstahl 6 Reusen im Wert von 700 Euro. Der Schaden wurde uns ersetzt.

Im Februar 2019 erfolgte ein erneutes Interessensbekundungsverfahren, diesmal mit einer Laufzeit des Erlaubnisscheines vom 1.4.2019 bis 15.11.2020 und einer Gebühr von 280 Euro p. a. Wir erhielten erneut den Zuschlag und begannen mit dem Krebsfang Anfang April. Aufgrund der recht kühlen Witterung in Berlin war der Fang sehr schleppend und wir fingen im Vergleich zum Vorjahreszeitraum nur $\frac{1}{3}$ = ca. 342 Kilo, ca. 10.000 Krebse (zusammen Tiergarten und Britz), obwohl wir jetzt 20 bzw. 30 Reusen einsetzen. Nach Gewittern und Schwüle hat sich der Krebsfang in den letzten 3 Wochen deutlich erhöht und wir fingen bis zu 100 Kilo in der Woche (beide Bereiche zusammen).

Presse & Vermarktung

Da wir in Berlin in der Senatsverwaltung für Umwelt einen sehr agilen Pressesprecher haben, war das Thema in der Presse schon immer sehr beliebt. Das hatte zur Folge, dass in vielen Medien über den Fang der Krebse berichtet wurde. Auch in vielen internationalen Fernsehsendern wurde darüber berichtet. Die Medien standen dem Thema positiv gegenüber und das vereinfachte uns die Vermarktung der Krebse. Werbung war nicht notwendig.

Erste Verkaufsversuche bei Restaurants scheiterten („was sollen wir damit“, „steht nicht auf der Speisekarte“), aber dann wollte uns eine Forellenzucht zu einem Kilopreis von 12 Euro alle Krebse abkaufen. Allerdings übertraf unser Fang bei Weitem die Absatzmöglichkeiten der Forellenzucht. Deshalb wandte ich mich an den

Großmarkt Hamberger. Hier wurde ich, weil die Krebse ein regionales Produkt sind, sofort problemlos gelistet. Hamberger nahm mir bis zu 80 Kilo pro Woche ab. Mit den Krebsen wurde u. a. ein großes „Crawfischessen“ mit 110 Gästen veranstaltet, der Koch des Bundespräsidenten servierte sie bei einem Staatsessen und auch die chinesische Botschaft kaufte die Krebse. Die Krebse konnten somit problemlos vermarktet werden und ich erzielte einen Umsatz von ca. 15.000 Euro. Allerdings war auch der Arbeitsaufwand beträchtlich (wöchentlich ca. 25–30 Stunden), da die Fahrtwege innerhalb von Berlin groß sind.

Zusammenfassung

Die Krebsfischerei im letzten Jahr bereue ich nicht, zumal sich viele neue Kontakte ergeben haben. Durch die vielen Medienberichte habe ich Aufmerksamkeit erhalten, die meinem Selbstvertrauen guttut. Allerdings verdient jeder Berufsfischer, der die von mir aufgewandte Arbeitszeit in die Veredelung seines Selbstfanges steckt, mehr Geld.

Durch den bisherigen Rückgang des Krebsfanges in diesem Jahr komme ich in die Verlustzone und habe bei der Senatsverwaltung um eine finanzielle Unterstützung nachgefragt. Hier scheint allerdings zu diesem Thema die Luft raus zu sein, da man nicht mehr glaubt, die Ausbreitung des *Procambarus clarkii* noch einzudämmen ist. Sie ist zumindest zu verlangsamten nach meiner Meinung.

Ansprechpartner

Klaus Hidde

Berlin Spandau, Nebenerwerbsfischer mit Koppelfischerei-rechten auf Spree und Havel in Berlin und im Land Brandenburg
Dorfstrasse 59 a, 13597 Berlin, Deutschland

klaus.hidde@gmx.de, Tel. 0152 53 47 24 77

Restocking of noble crayfish *Astacus astacus* in condition of co-existence with spiny-cheek crayfish *Faxonius limosus* in Sominko Lake, Kashubian Lakeland (NW Poland) – the results of the ongoing experiment

There was evidenced that a critical situation of indigenous noble crayfish *Astacus astacus* in Kashubian Lakeland (N Poland) could be improved only with restocking. The efficacy of restocking programmes depends on finding out solutions to many systemic problems. Especially problematic there seems to be difficulties with access to restocking material and expansion of invasive american crayfish species (*Faxonius limosus* Raf.).

In 2012 as a result of cooperation University of Szczecin and Foundation ASTACUS ASTACUS from Gdańsk (Danzig) a new crayfish hatchery was set out and special crayfish breeding plants were installed in Sominko Lake. The main purpose of these activities was to solve the described above problems related to the restoration of the noble crayfish populations, those. Thanks to introducing the original method of restocking material production, elaborated at University of Szczecin, about 7 000 – 10 000 individuals of YOY

Astacus astacus is introduced to lakes of Kashubian Lakelands yearly. The Sominko Lake is also a testing area where the experiment on simultaneous *A. astacus* restocking and *F. limosus* eradication takes place. The method of manual elimination of females of invasive species was developed in terms of technical details, and season depended activities. According to our experiences, the results of these two-way activities could be assumed as promising and satisfactory.

Ansprechpartner

Prof. Dr. Przemysław Śmietana
Institute of Marine and Environmental Sciences,
University of Szczecin, Poland
Foundation ASTACUS ASTACUS, Bajki 10a, Gdańsk, Poland
Corresponding author e-mail: przemyslaw.smietana@usz.edu.pl



Abb. 1: Der Kamberkrebs *Orconectes limosus* ist die in Norddeutschland und dem Norden Polens am weitesten verbreitete gebietsfremde Flusskrebsart. Inzwischen sind zahlreiche koexistierende Populationen mit Edelkrebsen bekannt. (Foto: D. Konn-Vetterlein)

I. Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz

Leitung: Raphael Krieg und Benjamin Waldmann

Erfreulicherweise steigt die Zahl der Akteure im Flusskrebsschutz ständig an. Viele Akteure sind allerdings nur regional oder innerhalb ihrer Verwaltungseinheit tätig. Übergeordnete Koordinations- bzw. Informationsstellen zur Konzeption und Steuerung von großräumigen Schutzmaßnahmen existieren, mit Ausnahme der Schweiz, in der Regel nicht. Durch die massive Ausbreitung von invasiven gebietsfremden Arten in den Gewässersystemen kommt zukünftig einer Zuständigkeits- und grenzüberschreitenden Zusammenarbeit der Akteure eine große Bedeutung zu. Deshalb stellt sich die Frage, wie der notwendige fachliche Austausch und die Bereitstellung von Informationen verbessert werden kann und ob die Etablierung einer zentralen Koordinationsstelle (z. B. pro Land) sinnvoll und realistisch ist.

In diesem Workshop ging es daher um die Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz und welche zentrale Bereitstellung von Daten und Informationen helfen können, die praktische Arbeit bestmöglich zu unterstützen.

Dazu wurde eine Defizitanalyse durchgeführt. Die Teilnehmer konnten individuell berichten, wo sie in ihrem Tätigkeitsfeld und Umfeld Defizite in den genannten Bereichen sehen und wo sie sich Unterstützung wünschten. Die Punkte wurden folgend im Plenum diskutiert.

Folgende Defizite und Wünsche konnten gesammelt werden:

1. Ein Melde-App für Krebsfunde würde es ermöglichen Fundmeldungen aus der Bevölkerung zu sammeln. Das App sollte auch einen Bestimmungsteil enthalten und es ermöglichen Referenzfotos beizufügen.
2. Funddaten bzw. Krebsnachweise sollten zentral gesammelt und verwaltet werden und für die verschiedenen Akteure zugänglich sein.
3. Ein Methoden-Wiki könnte Know-how zum Schutz einheimischer Arten (Eruierung von Ansiedlungsgewässern, Konstruktion von Krebsperren, Renaturierungen, usw.) oder der Bekämpfung von invasiven Flusskrebsen bereitstellen. Dabei sollten positive wie auch negative Erfahrungen zusammengestellt werden.
4. Zur Vernetzung der Akteure und besseren Koordination von Projekten wäre eine zentrale Anlauf-/ Koordinationsstelle mit Zuständigkeitsliste und Kontaktdatenbank hilfreich.



Raphael Krieg (links) und Benjamin Waldmann (rechts) stellen die Ergebnisse des Workshops dem Plenum vor.

5. Die Öffentlichkeitsarbeit sollte vermehrt angegangen werden. Dabei geht es darum die Bevölkerung durch entsprechende Informationen für die Thematik zu sensibilisieren und darf darum nicht zu wissenschaftlich daherkommen.
6. Es fehlt eine klare Strategie im Umgang mit den invasiven Flusskrebsarten aber auch für den Schutz der einheimischen Arten.
7. Der Erfahrungsaustausch zwischen den Akteuren ist zu gering, was zur Wiederholung von Fehlern führen oder Bemühungen verlangsamen kann.
8. Oft ist nicht klar welche Behörden für die unterschiedlichen Maßnahmen (Artenschutz, Bekämpfung von Neozoen) im Flusskrebsschutz zuständig sind.

Zusammenfassend konnte festgehalten werden, dass wie am positiven Beispiel der Schweiz, eine Koordinationsstelle in Sachen Flusskrebsschutz (z. B. bundesweit für Deutschland) absolut notwendig wie wünschenswert wäre. Es kam die Idee auf, diesen Wunsch in eine Resolution des Forum Flusskrebse zur Einrichtung einer solchen Koordinationsstelle als Ergebnis des Workshops in Schleswig zu fassen.

Die beiden Workshopleiter haben auf Basis der Ergebnisse des Workshops einen entsprechenden Entwurf für die Forderung nach einer Einrichtung einer bundesweiten Koordinationsstelle in Deutschland angefertigt. Dieser befindet sich gerade in Diskussion und Abstimmung in der Vorstandschaft des Vereins.

II. Krebsperren – Crayfish barriers

Leitung: *Christoph Chucholl und Wolfgang Rötter*

In Abwesenheit einer großräumig einsetzbaren, effektiven Tilgungsmethode ist die Eindämmung von invasiven Flusskrebse durch Ausbreitungsbarrieren (Krebsperren) die oftmals einzige erfolgversprechende Schutzstrategie für heimische Flusskrebsebestände. Der Workshop ist als übergreifender Erfahrungsaustausch der Akteure konzipiert, der aktuelle Problemfelder in der Konzeption, Umsetzung und Wartung aufzeigt und die Weichenstellung für angewandte Forschungsfragen liefert.



Die Teilnehmenden des Workshops bei der Arbeit



Dr. Christoph Chucholl stellt die Ergebnisse des Workshops vor.

III. Perspektiven für die Krebszucht – Gibt es eine?

Leitung: *Helmut Jeske und Max Keller*

Text: *Helmut Jeske*

Immer mehr Betriebsinhaber geben die Fischerei aufgrund vermeintlich fehlender Perspektive auf. Gründe sind u.a. die überlebensnotwendige Betriebsgröße oder Absatzschwierigkeiten. Immer häufiger ist es die Verschmutzung der Ressource Wasser, die eine profitable Produktion erschwert. Zunehmend sind Prädatoren- druck (Reiher, Kormorane und neuerdings Fischotter) Gründe für die Aufgabe des Fischereibetriebes. Die harte körperliche Arbeit und der vergleichsweise geringe Verdienst schrecken mögliche Nachfolger ab. Wie sieht es in der Krebszucht aus? Gibt es Parallelen zur Fischerei? Welche Aufgaben kann ein auf Krebse spezialisierter Betrieb für die Erhaltung der Edelkrebse bzw. Steinkrebse (o. a.) übernehmen? Welche Geschäftsideen sind profitabel? Oder können nur „Liebhaber“ im Nebenerwerb diesen Aufgaben nachkommen? Der Workshop widmete sich den aktuellen Problemen

der Krebszucht und sollte Ansätze für zukunftsfähige Perspektiven entwickeln.

Viele Teilnehmer des Workshops kamen aus der Praxis der Krebszucht und betreiben bzw. betrieben eigenen Teichanlagen, in denen ausschließlich oder zum Teil Edelkrebse produziert werden. Insgesamt verliefen die Diskussionen sehr kontrovers. Die Abarbeitung des zuvor erarbeiteten Fragenkatalogs gestaltete sich schwierig, da viele Teilnehmer natürlich eigene Vorstellungen über die Art der Produktion oder Vermarktung haben.

Die zusammengefassten Ergebnisse:

Die Rahmenbedingungen für die Krebszucht haben sich in den letzten 30 Jahren stark verändert: die Transportkosten sind wesentlich teurer geworden. Das Freizeitverhalten hat sich geändert: Privatpersonen

beschäftigen sich weniger mit Krebsen oder Fischen auf ihren Grundstücken, somit fallen sie vermehrt als Kunden weg. Oftmals ist auch die Ressource Wasser in einem sehr schlechten Zustand, belastet mit zu vielen Nährstoffen und Spritzmitteln (Stichwort: Kläranlagen, Landwirtschaft).

Aus ökonomischer Sicht ist das Betreiben einer Krebszucht nicht gleichbedeutend mit einem hohen Einkommen, dafür sind die Betriebe oft zu klein und werden im Wesentlichen im Nebenerwerb betrieben. Für Krebszuchtbetriebe bietet es sich daher an, sich möglichst divers mit der Vermehrung von verschiedenen Fischen, Muscheln etc. aber auch mit Beratung, Verkauf von Zubehör usw. aufzustellen, um rentabel wirtschaften zu können.

Der Schwerpunkt der Produktion liegt in der Regel in der Erzeugung von Besatzmaterial, die Erzeugung von Speisekrebsen wird nur in Einzelfällen in wirtschaftlich relevantem Umfang betrieben. Bei der Erzeugung von Satzkrebsen wurde die Vermehrung von autochthonen Krebsen von mehreren Teilnehmern propagiert. Diese hat in den letzten Jahren vor dem Hintergrund neuer populationsgenetischer Erkenntnisse an Bedeutung gewonnen und wird bei Artenschutzvorhaben vermehrt berücksichtigt. Einige Teilnehmer waren der Meinung, dass bei der Verwendung von Zuchttieren auf hohe genetische Diversität geachtet werden sollte, da diese sich besser an die verschiedenen Gewässer anpassen würden. Die hohe genetische Variabilität kann zudem der Schlüssel zu Krebspest resistenten Populationen sein. Auf dieser Annahme fußt der Aufruf an die Wissenschaft, die Forschung in diese Richtung intensiv zu betreiben, um Erkenntnisse über krebsepestresistente Populationen und daraus langfristige Konzepte zu entwickeln.

Die Vermarktung der Edelkrebse als Speisekrebse nahm während des Workshops sehr viel Raum ein, obwohl bekanntermaßen nur überschaubare Mengen auf dem Markt verfügbar sind. Als Gründe dafür wurden von den Teilnehmenden die hohe Verfügbarkeit amerikanischen Krebsen (Signal- und Kamberkrebse) angeführt. Diese gibt es bereits aktuell in großen Mengen



Unter Leitung von Helmut Jeske und Max Keller diskutieren die Teilnehmer im Tagungsraum.

und zu günstigeren Preisen als Edelkrebse aus Zuchtbetrieben. Dies könnte sich durch die EU Verordnung 1143-2014 zu invasiven Arten weiter verschärfen, da im Rahmen eines Managements invasive Krebse den Gewässern entnommen werden sollen. Die Frage, die in diesem Zusammenhang immer wieder gestellt wurde, war, was wird mit diesen Krebsen gemacht? Nach der Verordnung dürfen die gefangenen Krebse nicht in Umlauf gebracht werden, sondern müssten vernichtet werden. Nur, wer sollte die Krebse fangen, wenn sie nicht genutzt werden dürften? Würden sie genutzt werden, entwickelt sich möglicherweise ein wirtschaftliches Interesse und die kleinen nicht marktfähigen Krebse würden zurückgesetzt. Und wie können sich Krebszuchtbetriebe mit ihren Edelkrebsen gegen die unerwünschten Krebse ab?

In diesem Zusammenhang wurde auch über die Wollhandkrabbe diskutiert. Diese hat den Brotfisch der Fischer, den Aal, in vielen Regionen schon mehr als ersetzt. Hier den Absatz zu verbieten, würde die Existenz der Fischer bedrohen.

Letztendlich entwickelten sich mehr Fragen als in der kurzen Zeit an Antworten gefunden werden konnten. Deshalb der Aufruf an das forum flusskrebse und an die Verbände sich vermehrt den Problemen der Krebszuchten anzunehmen.

I. Krebszucht und Wiederansiedlung

Besuch eines Abgrabungsgewässers als Teil des Projekts „Etablierung von Arche-Populationen des Edelkrebsees in Schleswig-Holstein“. Gefördert mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein, Träger: Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein.

Der Freitag startete etwas ungewohnt direkt mit der ersten Exkursion. Von Schleswig aus ging es mit zwei gut gefüllten Bussen etwa 30 Minuten nach Norden, zunächst zu einem Abgrabungsgewässer in der Gemeinde Handewitt). Herr Mallach (Pro Regione) und Kai Lehmann (INR/Afluvia) informierten dort die Anwesenden über die Grundzüge der gemeinsamen Projekte.

In diesem Gebiet erarbeiten die Gemeinden Handewitt und Wanderup seit mehreren Jahren gemeinsam ein zukunftsfähiges Nutzungskonzept für die Wasserflächen von 100 bis 120 ha verteilt mehrere Gewässer, die durch den Kiesabbau entstanden sind bzw. noch entstehen werden. Dieses Nutzungskonzept wird unter dem Namen „Seenland um Flensburg“ durchgeführt und vermarktet. Im Rahmen eines aus der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein geförderten Projekts werden hier Edelkrebse angesiedelt, bei denen es sich um Nachzuchten aus dem nahegelegenen Langsee (Süderfahrenstedt) handelt (siehe Exkursion II). Projektträger ist der Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein und die Ansiedlung der Edelkrebse im Projektgebiet „Seenland um Flensburg“ ist Bestandteil eines übergeordneten Vorhabens, im Rahmen dessen zahlreiche neue Populationen des Edelkrebsees *Astacus astacus* in Abgrabungsgewässern in Schleswig-Holstein etabliert werden. Durch die Berücksichtigung der genetischen Besonderheiten der noch natürlich vorkommenden Bestände soll dadurch die genetische Variabilität der Art langfristig erhalten werden.

Der Edelkrebs hat die Eiszeiten vermutlich in Südeuropa überdauert. Nach dem Rückzug des Inlandeises wurde Zentral- und Nordeuropa wiederbesiedelt. Die gemeinhin bekannten genetischen Hot Spots der Art liegen daher überwiegend auf dem Balkan, in Rumänien und Bulgarien. In Deutschland sind jedoch weiterhin genetisch unterschiedliche Strukturen vorhanden. Während die häufigste genetische Variante, der Haplotyp H01, in Deutschland und weiten Teilen Europas vorherrscht, zeigen Edelkrebse aus Schleswig-Holstein einzigartige genetische Ausprägungen, die bisher



Im neuen Badesee der Gemeinde Wanderup wurden 2018 erstmalig 5000 vorgestreckte Edelkrebssömmerlinge besetzt. Das Gewässer hat eine Fläche von ca. 18 ha wobei sich die Freizeitliche Nutzung auf das südliche Ufer konzentriert.



Die Teilnehmenden verschaffen sich einen Überblick über das Gewässer.



Vorgestreckte einsömmerige Edelkrebse beim Besatz Ende Oktober 2018 (links) und zweisömmerige Edelkrebse bei der Erfolgskontrolle etwa ein Jahr später im September 2019. Etwa die Hälfte der mit Krebskörben gefangenen Weibchen war Ende des zweiten Sommers bereits geschlechtsreif.



Die Exkursionsteilnehmer wurden in drei Gruppen über das Gelände der Krebszucht geführt.

weder weiter südlich noch weiter nördlich nachgewiesen wurden. Diese Haplotypen wurden H09, H10 und H24 genannt. Damit tragen die Edelkrebse in Schleswig-Holstein die größte genetische Vielfalt in Deutschland, vergleichbar mit der in den eiszeitlichen Rückzugsgebieten der Art in Südosteuropa. Der Ursprung dieser Haplotypen kann derzeit nicht durch Einwanderung erklärt werden, da auch in z. B. Finnland ausschließlich der in Deutschland verbreitete Haplotyp H01 vorkommt. Ein Überdauern der Edelkrebse mit diesen Haplotypen in Norddeutschland bzw. einem anderen Refugialgebiet außerhalb des Donauraums während des Weichselglazials ist eine Möglichkeit für deren genetische Differenzierung. Diese „Andersartigkeit“ zeichnet die Flusskrebse in Schleswig-Holstein aus und sie allein rechtfertigt ihre besondere Schutzwürdigkeit.

Im Rahmen des Projekts wurden zunächst mehrere Gewässer im Projektgebiet auf deren potentielle Eignung als Edelkrebsgewässer hin untersucht. Basierend auf den Voruntersuchungen wurden insgesamt 2 Gewässer erstmalig im Herbst 2018 und erneut im Herbst 2019 mit vorgestreckten einsömmerigen Edelkrebsen besetzt. Je Gewässer und Jahr wurden 5000 Stück einsömmerige Edelkrebse ausgesetzt. Weitere Besatzmaßnahmen sind nicht vorgesehen.

Am Neuen Badeseer der Gemeinde Wanderup werden die Maßnahmen zum Schutz und zur Ansiedlung des Edelkrebses durch verschiedenen Maßnahmen zur Öffentlichkeitsarbeit begleitet. Neben verschiedenen Infotafeln wurde ein Kinderheft konzipiert, in dem der Edelkrebs „Eddie“, der Wichtel Hawi und der Riesen Waru auf Entdeckungsreise gehen.

Bei ersten Erfolgskontrollen im Juli 2019 konnten in beiden Gewässern Edelkrebse bei Handaufsammlungen nachgewiesen werden. Eine erneute Erfolgskontrolle Ende September

2019 erbrachte in beiden Gewässern Nachweise von geschlechtsreifen Tieren (Weibchen und Männchen) mit Krebskörben. Weitere Erfolgskontrollen sind für 2020 geplant. Die Projektförderung für das Monitoring läuft 2020 aus und inwieweit eine weiterführende und regelmäßige Kontrolle der Bestände erfolgen kann, wird zurzeit mit den Beteiligten erörtert.

Besuch der Krebszucht Oeversee

Im Anschluss ging es weiter ins wenige Kilometer entfernte Oeversee zur gleichnamigen Edelkrebzucht von Helmut Jeske, wo wir von der Familie Jeske herzlich mit Kaffee und Snacks begrüßt wurden.

Bei bestem Wetter folgte eine ausführliche Führung über die Anlage, bei der die Teilnehmenden Einblick in die Details der in der Krebszucht Oeversee verwendeten Techniken erhielten. Die Anfänge der Krebszucht Oeversee reichen bis in das Jahr 1981 zurück, und bis heute wird das System ständig optimiert. Bei der Teichanlage in Oeversee handelt es sich um eine geschlossene Kreislaufanlage. Zurzeit werden 12 Teiche, mit einer Produktionsfläche von ca. 1,6 ha, 12 in den Teichkreislauf integrierte Becken sowie eine Halle mit angebautem Gewächshaus mit 22 Becken von jeweils 3 m² Grundfläche bewirtschaftet. Die Wasserversorgung der Krebszucht erfolgt ausschließlich mit Brunnenwasser, und die Teiche sind künstlich mit einer Folie angelegt. Um ein möglichst naturnahes Gewässer zu erhalten

und um die Fruchtbarkeit der Teiche zu gewährleisten, wurde die Folie mit ca.

20 cm Boden bedeckt, der aus einem Gemisch von Lehm, fruchtbarem Oberboden und Kreide besteht.

Alle Teiche sind ablassbar und vollständig trocken zu



Auch Laubfrösche fühlen sich in Oeversee wohl ;-)



Im Anschluss an die Führung über die Teichanlage gab es bei bestem Wetter eine Stärkung, bevor es zurück nach Schleswig ging.



Thomas Stucki testet erfolgreich das Produkt eines der Sponsoren.

legen. Drei Teiche werden nicht oder nur gering durchströmt. Sie dienen der Elterntierhaltung sowie der Aufzucht von Jungtieren. Die übrigen neun Teiche werden in einem Kreislauf gefahren, d.h. eine Förderschnecke hebt das Wasser in einem Zubringerteich um 0,5 m an. Das Wasser fließt entsprechend dem natürlichen Gefälle in einen Verteilerteich und von da aus in sechs ca. 110 m lange Teiche, die das Wasser in einen Auffangteich zurückbringen, der wiederum Verbindung mit einem Teich hat, in dem sich die Förderschnecke befindet.

Die Edelkrebse in der Krebszucht Oeversee stammen aus dem ebenfalls im Rahmen einer Exkursion besuchten Langsee in Schleswig-Holstein. Nach derzeitigem Kenntnisstand handelt es sich bei dem Bestand im Langsee um einen der größten und vitalsten Edelkrebsebestände im Bundesland. Zudem weisen die Edelkrebse im Langsee eine europaweit einzigartige genetische Diversität auf. Darüber hinaus werden in der Krebszucht Oeversee im Rahmen lokaler Artenschutzprojekte zeit-

lich begrenzt Edelkrebse aus anderen genetisch besonders schützenswerten Populationen getrennt vermehrt und für Besatzzwecke vorgestreckt.

Die Teilnehmenden hatten auf dem Gelände der Krebszucht ausführlich Gelegenheit, sich über Details zur Krebszucht zu informieren. Ebenfalls wurden laufende Forschungsprojekte, die aktuelle in Zusammenarbeit mit der AG Limnologie des Zoologischen Instituts der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel durchgeführt werden, vorgestellt. Unter anderem informierte Sophie Bodenstern über ein laufendes Promotionsvorhaben zur Polykultur von Edelkrebsen und Coregonen.

Im Anschluss an den fachlichen Input gab es vor Ort bei bestem Wetter etwas zur Stärkung, bevor es mit den Bussen zurück nach Schleswig zur A. P. Møller Skolen ging.

Fotos: Kai Lehmann (2), Jürgen Petuschnig (7)

II. Autochthone Edelkrebsvorkommen und invasive Flusskrebse

Besuch des Gewässersystems Langsee – Füsinger Au – Schlei mit Vorstellung von Maßnahmen gegen invasive Signalkrebse

Im Anschluss an die Workshops ging es mit zwei Bussen zum knapp 10 km entfernten Großen Langsee. Der Große Langsee mit einer Fläche von ca. 113 ha und einer maximalen Tiefe von ca. 13 m liegt in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet in einem eiszeitlichen Tunneltal und beherbergt einen intakten Bestand des Edelkrebses, der aufgrund seiner genetischen Diversität auch bundesweit von besonderer Bedeutung

ist. Für Schleswig-Holstein sind die Edelkrebse aus dem Langsee so schützenswert, dass sie für Besatzprojekte in der Krebszucht Oeversee gezielt vermehrt werden. Die Teilnehmer konnten sich einen Eindruck von dem Gewässer verschaffen und sich über dessen Ökologie und Nutzung informieren. Vom Großen Langsee aus ging es weiter nach Wellspang, wo eine alte Mühle den Abfluss des Langsee in die Wellspanger Au reguliert – und die Edelkrebse im See viele Jahre vor den unterhalb vorkommenden Signalkrebsen geschützt hat.





Blick über den 113 ha großen Langsee



Kai Lehmann informiert über die Flusskrebsvorkommen im Gewässersystem Loiter Au – Schlei.



Die Körbe lagen keine halbe Stunde im Wasser, da waren sie bereits gut mit Signalkrebsen gefüllt.



Helmut Jeske kontrolliert einen Krebskorb aus der Wellspanger Au direkt unterhalb der Mühle, die viele Jahre ein Einwandern der Signalkrebse in den Großen Langsee verhindert hat.

Die Wellspanger Au ist der Abfluss des Langsee und wird unterhalb der Mühle in Wellspang seit mehreren Jahren von Signalkrebsen und Edelkrebse besiedelt. Dort haben sich die Signalkrebse inzwischen massenhaft vermehrt und die Edelkrebse fast vollständig verdrängt – nur selten werden bei den regelmäßig stattfindenden Kontrollen einzelne ältere Edelkrebse gefangen. Eine Ausbreitung der Signalkrebse in den Langsee schien durch das Mühlenbauwerk in Wellspang langfristig verhindert zu werden. Aber der Ausbreitungsdrang der Tiere lässt sie hier sehr erfinderisch werden. 2013 wurde erstmals beobachtet, dass Signalkrebse die senkrechte Wand am Mühlenbauwerk überklettern können und es gab kurz darauf erste Nachweise von geschlechtsreifen Signalkrebsen oberhalb der Mühle. Für die Edelkrebse im Langsee bedeutet dies eine große Gefahr, da sie durch eine etablierte Signalkrebspopulation ähnlich wie in der Wellspanger Au mittelfristig verschwinden würden.

Seit 2013 werden vom ASV Schleswig – teilweise gefördert mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein – große Anstrengungen unternommen, um ein weiteres Eindringen der Signalkrebse in den Langsee zu verhindern, bereits in das Gewässer gelangte Signalkrebse zu entnehmen und die Mühle gegen ein Überklettern zu sichern. Dazu Fischen wir z. B. mit Krebskörben und entnehmen die im Langsee gefangenen Signalkrebse. Diese Arbeiten dienen dazu, die Etablierung einer reproduzierenden Signalkrebspopulation oberhalb der Mühle zu verhindern. In einigen nur knapp 30 Minuten vor Ankunft ausgelegten Körben wurden bereits zahlreiche Signalkrebse gefangen und konnten vor Ort in Augenschein genommen werden.

Vom Großen Langsee und folgte unsere Exkursion dem Verlauf der Wellspanger Au bis zur Mündung in die Schlei. Das Gewässer wechselt auf seiner Fließstrecke von ca. 25 km nicht nur mehrfach seinen Namen, auch der Flusskrebsebestand ist von einem Wechsel von



Blick über die abendliche Schlei



Blick in die Kreislaufanlage der Krebszucht, die im Produktionsprozess für verschiedene Schritte genutzt wird.



Blick stromauf auf den Unterlauf der Wellspanger Au, die mehrfach den Namen wechselt (Füsingener Au, Loiter Au oder auch Winniger Au). Kurz vor der Mündung in die Schlei leben hier Edelkrebse.



Konzentration im Feuerschein

Signalkrebse im Oberlauf zu Edelkrebse im Unterlauf und im Mündungsbereich geprägt. Gegen 17:30 erreichten wir das Gut Winning und nach einem kurzen Fußmarsch den von Edelkrebse besiedelten Unterlauf des Gewässers – einen der sehr wenigen charakteristischen und namensgebenden Lebensräume, der aktuell noch von heimischen Flusskrebse besiedelt wird. Mit Blick auf die Schlei, gut versorgt erfrischenden Getränken und in entspannter abendlicher Atmosphäre stellte Kai Lehmann an diesem letzten Exkursionsort ein Projekt zu Edelkrebse in der Schlei vor, das aktuell in Zusammenarbeit mit den aktiven Schleifischern und der A. P. Møller Skolen durchgeführt wird.

Ausklang in der Wikingerschänke

Vom letzten Stopp am Gut Winning ging es direkt in die „Wikingerschänke“ zum geselligen Ausklang. In rustikaler wikingerlicher Atmosphäre wurde Met gekostet, vergeblich nach Besteck gesucht, das gehörte und gesehene diskutiert, alte Kontakte gepflegt und neue geknüpft, dazu im Feuerschein und unter professioneller Anleitung Bogen geschossen und Axt geworfen.



Ausklang in der Wikingerschänke

III. Schleifahrt und Abschluss des Forums in Haithabu



Eher rustikales Wetter bei der Überfahrt mit der Barkasse „Hein“ und mit Blick auf den Schleswiger Dom und den Stadthafen.

Auf ein besonderes Highlight musste bis Sonntagmittag gewartet werden. Mit der Barkasse Hein fuhren gut 50 verbliebene Flusskrebsebegeisterte vom Stadthafen Schleswig ca. 15 Minuten hinüber nach Haithabu, dem alten Wikingerhandelsplatz an der Schlei, der sich seit kurzem auch Weltkulturerbe nennen darf. Dort ging es begleitet von ortskundigem Personal über die alten Wallanlagen zum rekonstruierten Siedlungsabschnitt Haithabus, wo uns Jörg Nadler (www.historischerfischer.de) für seinen Vortrag über historische Fischerei bei allerbestem Wetter erwartete. Dass die abschließende Exkursion in die Wikingersiedlung Haithabu interessant werden würde, davon waren wir ausgegangen. Dass der Vortrag von Jörg Nadler gut werden würde,

davon ebenfalls. Schließlich kennen wir Jörg Nadler nun schon seit einigen Jahren von gemeinsamen Untersuchungen über die Flusskrebse in der Schlei. Und sein schier unerschöpfliches Wissen über historische Fischerei in Europa überraschte daher ebenso wenig, wie die Vielzahl an selbstangefertigten, originalgetreuen Nachbauten von historischem Fischereigerät. Die Authentizität, die Lebhaftigkeit und der Detailreichtum, mit der Jörg Nadler Geräte, Techniken und Anekdoten über historische und heutige Fischerei präsentierte, haben uns und zahlreiche andere Anwesende wirklich sehr beeindruckt.



Am großen Holzsteg am Noor wurden wir bereits von dem Schleifischer Jörg Nadler erwartet. Es folgte eine beeindruckende Vorstellung historischer Fischereigeräte.



Die 15-minütige Überfahrt wurde für angeregte Diskussionen genutzt – nicht auszuschließen, dass es bei der ein oder anderen um zehnfüßige Krebse ging.



Jörg Nadler präsentiert die Verwendung eines historischen Krestellers.



Holzfässer, wie sie für den Transport lebender Flusskrebse verwendet wurden.



Nachbauten unterschiedlicher Aalspeere



Verschiedene Angelhaken und Handangeln



Krebskorb

Fotos: Kai Lehmann (1), Jürgen Petuschnig (11)



Mit Blick auf die Rekonstruktion des mittelalterlichen Handelsplatzes von Haithabu ging es begleitet von fach- und ortskundigem Personal über die Wallanlagen bis ans Ufer des Haddebyer Noors.

Tagungs- und Vortragsprogramm

Donnerstag, 29.08.2019		
18:00 – 20:00 Uhr: Begrüßung und Eröffnungsvortrag (A. P. Møller Skolen)		
H. Brendelberger (<i>Christian-Albrechts-Universität zu Kiel</i>) – Schleswig-Holstein in 45 Minuten: Eine Natur- und Kulturreise im Zeitraffer		

Freitag, 30.08.2019		
8:30 – 12:00 Uhr: Exkursion I – Krebszucht und (Wieder-)Ansiedlung		
8:30 – 9:00 Uhr	Busbahnhof Schleswig, Königstraße 6, 24837 Schleswig	Busfahrt ins Exkursionsgebiet
9:00 – 10:00 Uhr	Kiesabbaugewässer Wanderup / Handewitt	Vorstellung eines Ansiedlungsprojekts von Edelkrebsen im „Seenland um Flensburg“
10:00 – 12:00 Uhr	Krebszucht Oeversee Süderweg 1A, 24988 Oeversee	Führung durch die Krebszucht Oeversee, Vorstellung aktueller Projekte zur Krebszucht, mit Kaffeepause
12:00 – 13:00 Uhr	Mittagessen in Oeversee, anschließend Busfahrt zur A. P. Møller Skolen	
14:00 – 15:30 Uhr: Vortragsession I (A. P. Møller Skolen)		
14:00 – 14:20 Uhr	B. Waldmann (<i>Regierungspräsidium Stuttgart</i>)	Aktuelle Verbreitung der heimischen und invasiven, gebietsfremden Flusskrebse in Deutschland
14:20 – 14:40 Uhr	C. Liebau (<i>GeoSystem GmbH</i>)	Die Eiszeiten in Schleswig-Holstein
14:40 – 14:50 Uhr	A. Schrimpf (<i>Universität Koblenz-Landau</i>)	Edelkrebse in Schleswig-Holstein – die Exoten der gefährdeten Art
14:50 – 15:10 Uhr	J. Herpin (<i>Unterhaltungsverband Hase-Bever</i>)	Fließgewässerentwicklung und Gewässerunterhaltung: Vorgehensweise und Erfahrungen im Einzugsgebiet der Hase, Niedersachsen
15:10 – 15:30 Uhr	W. Rötter (<i>Edelkrebsprojekt im Osnabrücker Land</i>)	Die Strahlwirkung und die dadurch resultierende Gefahr für den Edelkrebs
15:30 – 16:00 Uhr	Kaffeepause	
16:00 – 18:00 Uhr: Vortragsession II (A. P. Møller Skolen)		
16:00 – 16:20 Uhr	C. Chucholl (<i>EcoSurv</i>)	Dürre und Hitze 2018: Auswirkungen auf Krebsbestände in Baden-Württemberg
16:20 – 16:40 Uhr	A. Schrimpf (<i>Universität Koblenz-Landau</i>)	Hintergründe und Aktuelles zur Krebspest
16:40 – 17:00 Uhr	S. Tönges (<i>DKFZ Heidelberg</i>)	Die Ausbreitung des Marmorkrebses – von Deutschland bis nach Madagaskar
17:00 – 17:20 Uhr	J. Laurenz (<i>Christian-Albrechts-Universität zu Kiel</i>)	Auswirkungen von Umweltchemikalien auf die Reproduktion von Flusskrebsen
17:20 – 17:40 Uhr	R. Krieg (<i>Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz</i>)	Einsatz von eDNA zum Nachweis der Krebspest und Flusskrebsen – Erfahrungen aus der Schweiz
17:40 – 18:00 Uhr	Diskussion	
18:00 – 18:30 Uhr	Pausensnack	
18:30 – 20:00 Uhr: Generalversammlung <i>forum flusskrebse</i> (A. P. Møller Skolen)		
Dieser Veranstaltungsteil richtet sich an Mitglieder des Vereins, Gäste sind willkommen.		

Samstag, 31.08.2019

8:30 – 10:30 Uhr: Vortragssession III (A. P. Møller Skolen)

8:30 – 8:50 Uhr	A. Herrmann (<i>Institut für Biologie, PH Karlsruhe</i>)	Overkill – Fallstudien zum Einfluss des Kalikokrebses <i>F. immunis</i> auf das Makrozoobenthos in Kleingewässern
8:50 – 9:10 Uhr	A. Martens (<i>Institut für Biologie, PH Karlsruhe</i>)	Management des Kalikokrebses in Kleingewässern: Fehlschläge und Erfolge
9:10 – 9:30 Uhr	F. Wendler (<i>Universität Freiburg</i>)	Invasive showdown – Konkurrenz zwischen Kaliko- (<i>F. immunis</i>) und Signalkrebsen (<i>P. leniusculus</i>)
9:30 – 9:50 Uhr	R. Biss & G. Binder (<i>Regierungspräsidium Freiburg & Karlsruhe</i>)	Modellprojekt Krebsperren zum Schutz von Dohlen- und Steinkrebsen im Regierungsbezirk Freiburg und Karlsruhe
9:50 – 10:10 Uhr	C. Tesini (<i>Kanton Argau</i>)	Fischgängige Krebsperre?
10:10 – 10:30 Uhr		Diskussion
10:30 – 11:00 Uhr	Kaffeepause	

11:00 – 12:30 Uhr: Vortragssession IV (A. P. Møller Skolen)

11:00 – 11:20 Uhr	S. Teufel (<i>Krebsgarten Basthorst</i>)	Neubau und Betrieb einer Satz- und Speisekrebssproduktion – ein Erfahrungsbericht
11:20 – 11:40 Uhr	K. Hidde (<i>Berlin</i>)	Der rote amerikanische Sumpfkrebs <i>P. clarkii</i> in Berlin
11:40 – 12:00 Uhr	R. Thiele (<i>AWI</i>)	Integration von Detrivoren in existierende Aquakulturanlagen
12:00 – 12:20 Uhr	P. Śmietana (<i>University of Stettin</i>)	Restocking of noble crayfish <i>A. astacus</i> in condition of co-existence with spiny-cheek crayfish <i>F. limosus</i> in Sominko Lake, Kashubian Lakeland (NW Poland) – the results of the ongoing experiment
12:20 – 12:30 Uhr		Diskussion
12:30 – 13:30 Uhr	Mittagsbuffet in der A. P. Møller Skolen	

13:30 – 15:45 Uhr: Workshops (A. P. Møller Skolen)

13:30 – 15:00 Uhr	WS1: Krebsperren (<i>C. Chucholl & W. Rötter</i>) WS2: Vernetzung der Akteure im Flusskrebsschutz (<i>R. Krieg & B. Waldmann</i>) WS3: Perspektiven für die Krebszucht (<i>H. Jeske & M. Keller</i>)	
15:00 – 15:45 Uhr	Präsentation der WS Ergebnisse im Plenum	
15:45 – 16:15 Uhr	Kaffeepause mit Pausensnack	

16:15 – 19:15 Uhr: Exkursion II – Autochthone Vorkommen und invasive Flusskrebse

16:15 – 16:30 Uhr	A. P. Møller Skolen	Busfahrt ins Exkursionsgebiet
16:30 – 19:00 Uhr	Brekling, Wellspang, Gut Winning	Besuch des Gewässersystems Langsee-Füsinger Au mit Vorstellung von Maßnahmen gegen invasive Flusskrebse
19:00 – 19:15 Uhr	Gut Winning	Busfahrt zur Wikingerschänke
19:15 – 23:15 Uhr	Gesellschaftsabend in der „Wikingerschänke“ in Busdorf In gemütlicher Atmosphäre besteht die Möglichkeit zum Erfahrungsaustausch. Es werden zwei Rückfahrtermine (ca. 21:30 und ca. 23:15 Uhr) angeboten.	

Sonntag, 01.09.2019

10:00 – 13:30 Uhr: Exkursion III – Besuch der Wikingersiedlung Haithabu in Haddeby

10:00 – 10:30 Uhr	Stadthafen Schleswig	Anfahrt nach Haithabu mit dem Ausflugsschiff „Hein“
10:30 – 13:00 Uhr	Haithabu	Führung durch Haithabu mit Vorführung zu historischer Fischerei
13:00 – 13:30 Uhr	Haddeby	Rückfahrt nach Schleswig mit dem Ausflugsschiff „Hein“
ca. 13:30 Uhr	Stadthafen Schleswig	Verabschiedung und Ende der Veranstaltung

