Tagungsband

8. Internationales Flusskrebsforum
21. bis 24. September 2017
Vaduz | Fürstentum Liechtenstein

Flusskrebs-lebensräume erhalten – schaffen – fördern

Sonderdruck aus dem BZG Bericht
Band 40 der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg
2018

Umschlagbild: Amt für Umwelt, Vaduz /
Illustration Silvia Ruppen, Vaduz

Druck: Gutenberg AG, LI-9494 Schaan

Tagungsband

8. Internationales Flusskrebsforum
21. bis 24. September 2017
Vaduz | Fürstentum Liechtenstein

Flusskrebslebensräume erhalten – schaffen – fördern

Sonderdruck aus dem Bericht Band 40 der
Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-
Sarganserland-Werdenberg e.V.

Vorwort der Umweltministerin Dominique Gantenbein

Als zuständige Umweltministerin des Fürstentums Liechtenstein freue ich mich besonders, dass das 8. Internationale Flusskrebsforum in unserem Land durchgeführt wurde.
Aus heutiger Sicht liegt die Bedeutung der Flusskrebse in Liechtenstein vornehmlich in ihrer ökologisch wertvollen Rolle als sogenannte «Gesundheitspolizei» im Gewässer. In anderen Ländern werden sie aber nach wie vor auch wirtschaftlich genutzt. Derzeit stehen die heimischen Flusskrebspopulationen aber vor grossen Herausforderungen wie der Krebspest und invasiven nicht heimischen Krebsarten.
Das 8. Internationale Flusskrebsforum unter dem Titel «Flusskrebslebensräume erhalten– schaffen– fördern» legte daher die Schwerpunkte auf den Schutz und die Förderung einheimischer Krebse, die Öffentlichkeitsarbeit, die Krebspest, invasive Arten und Gegenmassnahmen sowie die Krebszucht, den Besatz und die Bewirtschaftung von Krebsgewässern.
In Liechtenstein sind Krebse seit 1267 urkundlich erwähnt und auf der ersten Landeskarte von 1721 wird die Esche noch mit dem Namen «*Krebsbach*» betitelt. Auch im ersten Druckwerk Vorarlbergs, der sogenannten Embser Chronik von 1616, wird die Esche als «*so Visch- und Krepsreich*» erwähnt. Es erstaunt deshalb wenig, dass sich die Flusskrebse nach den jahrelangen Investitionen durch Land und Gemeinden in vernetzte Gewässerlebensräume und sauberes Wasser wieder ausbreiten.
Mit dem Edelkrebs und dem Dohlenkrebs kommen heute in Liechtenstein zwei europäische Arten in gesunden und grossen Beständen vor. Unweit der Landesgrenze lebt im vorarlbergischen Göfis eine Population des ebenfalls europäischen Steinkrebses. Liechtenstein blieb bislang von der aus Amerika stammenden, virulenten Krebspest verschont. Auch fremde Arten konnten bislang nicht nachgewiesen werden, befinden sich aber in unmittelbarer Nachbarschaft im Bodensee (AT) und Bad Ragaz (CH) auf dem Vormarsch.

Nebst dem bereits bestehenden gesetzlichen Schutz der heimischen Arten bedarf es deshalb in Zukunft einer noch stärkeren Sensibilisierung in Bezug auf die Problematik, welche Exoten mit sich bringen. Sind es doch in erster Linie die Menschen, die meist aus Unwissenheit die Ausbreitung der fremden Arten in den Gewässern fördern.
Das 8. Internationale Flusskrebsforum, welches in Kooperation des *forums flusskrebse*, der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg und des Fischereivereins Liechtenstein veranstaltet wurde, leistete mit dem Wissensaustausch und der Öffentlichkeitsarbeit einen wichtigen Beitrag zum Erhalt und Schutz der letzten einheimischen Krebspopulationen in Europa.
Für die Organisation dieses wichtigen Anlasses möchte ich mich bei allen Beteiligten herzlich bedanken!

Dominique Gantenbein
Umweltministerin

Inhalt

4 Vorwort Präsident *forum flusskrebse* und Leiter Arbeitgruppe Flusskrebse Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg

Internationales Flusskrebsforum 21.–24. September 2017

5 Einleitung zum Flusskrebsforum

7 Tesini, Ch.: Lebensraumaufwertung für Krebse im Kanton Aargau – Beispielprojekte und Erfahrungen

15 Kühnis, R. & M. Kugler: Flusskrebsinventar des Kantons Schwyz

27 Wendlinger, Ch.: Monitoring heimischer Flusskrebse im «Chräbsbach» Wollerau (SZ)

33 Stucki, Th.: Bekämpfung amerikanischer Krebsarten im Kanton Aargau

41 Krieg, R. & A. Zenker: Krebssperren – ein Update der «Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz» (KFKS)

45 Dümpelmann, Ch.: Fluktuation von Signalkrebsen *(Pacifastacus leniusculus)* in einer Reuse während einer Nacht – was fangen wir?

51 Schubert, L.: Effekt der Entnahme von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*, Dana 1825) auf die verbleibende Population

57 Schmidt-Halewicz, S.: Beiträge einer Grundschule im Landkreis Konstanz zum Schutz des Steinkrebses in seinem Wohngewässer

63 Lehmann, K.: Strategien und Projekte zum Erhalt des Edelkrebses in Schleswig-Holstein am Beispiel des Großen Langsees

71 Laurenz, J.: Auswirkungen von Nitrat auf die Embryonalentwicklung von *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) und *Procambarus fallax* f. *virginalis* (Martin, 2010)

77 Adams, E., Seemann, U.B, Hauck, O., Schrimpf, A., Slater, M.J. & R. Schulz: Vorstellung des Projektes «MaNaKa - Massnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmassnahmen autochthoner Edelkrebspopulationen»

79 Jeske, H.: Potenzial einer gemeinsamen Aufzucht von Edelkrebsen und Coregonen

81 Nowak, M. & H. Groß: Landesweites Edelkrebs-Monitoring über ehrenamtliche Krebspatenschaften

83 Pichler, A.: Kartierung der Flusskrebse und Branchiobdelliden in Wien

85 Günter, Ch.: Unaufhaltsamer Einwanderer? Kartierung gefährdeter, heimischer Stein- und Dohlenkrebse und des invasiven Signalkrebses in Fliessgewässern im Schwarzwald

87 Wendler, F.: All you can eat – vergleichende Untersuchung der Fressraten heimischer und nicht heimischer Flusskrebsarten

89 Panteleit, J.: Aktuelle Forschungsergebnisse zum Krebspesterreger *Aphanomyces astac*i

91 Chucholl, Ch.: Top oder Flop? Umsetzung der neuen EU IAS Verordnung (Nr. 1143/2014) in Deutschland

93 Programm und Impressionen internationales Flusskrebsforum

Vorwort des Präsidenten *forum flusskrebse*

Wenn man etwas schützen will, muss man das Schutzobjekt verstehen, das entsprechende Wissen teilen und damit Partner sensibilisieren. Das *forum flusskrebse* hat sich dem Schutz und der Förderung der heimischen Flusskrebse verschrieben. Der Verein wurde 2001 gegründet und zählt rund 150 Mitglieder aus ganz Europa. Der Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaftlern, Krebszüchtern, Bewirtschaftern von Gewässer, Flusskrebsliebhabern und Vertreter von Institutionen in den Bereichen Gewässerökologie, Naturschutz und Fischerei stehen im Zentrum der Vereinsaktivitäten. Das *forum flusskrebse* arbeitet dabei eng mit der englischsprachigen Schwesterorganisation IAA (International Association of Astacology) zusammen.

Kernstück der Vereinstätigkeit sind die Tagungen, welche alle zwei Jahre an wechselnden Orten in Europa durchgeführt werden. Neben dem Wissensaustausch werden an den Tagungen auf Exkursionen verschiedene interessante Krebsgewässer, Projekte und lokale Besonderheiten gezeigt.

Vom 21.–24. September 2017 fand die 8. Internationale Flusskrebstagung des *forum flusskrebse* in Vaduz statt. 82 Teilnehmerinnen und Teilnehmer aus insgesamt acht Nationen weilten im Fürstentum Liechtenstein, um sich bei 20 Referaten sowie fünf Exkursionen rund um das Thema Flusskrebse weiterzubilden und sich gegenseitig auszutauschen. Veranstaltet wurde der Anlass gemeinsam mit der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg und dem Fischereiverein Liechtenstein, welche die Tagung zusammen mit dem Amt für Umwelt und den beiden Gemeinden Vaduz und Triesenberg auch finanziell unterstützten.

Von der Zucht, den Krankheiten, der Bekämpfung exotischer Arten, über die Öffentlichkeitsarbeit bis hin zur Präparation standen unterschiedlichste interessante Vorträge auf dem Programm, welche zu Fragen und Diskussionen anregten. Im Rahmen von regionalen Exkursionen wurden zudem praktisches Wissen vermittelt und das Land Liechtenstein nähergebracht.

Die Teilnehmerinnen und Teilnehmer konnten einen wertvollen Eindruck vom Wissens- und Erfahrungsaustausch von Vaduz nach Hause nehmen. In der vorliegenden Publikation ist ein Grossteil der Präsentationen als Artikel zusammengefasst. Sie soll helfen, die Flusskrebse besser zu verstehen, das Wissen weiterzutragen und weitere Personen für deren Schutz zu sensibilisieren.

Dr. Thomas Stucki, Präsident *forum flusskrebse*

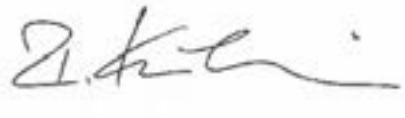
Vorwort Leiter Arbeitsgruppe Flusskrebse Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg

Der Tagungsband, den Sie gerade in Händen halten, ist der krönende Abschluss des 8. Internationalen Flusskrebsforums, welches vom 21.–24. September 2017 in Vaduz durchgeführt wurde. Als Organisator freut es mich ausserordentlich, dass wir über 80 Personen aus acht Nationen im Fürstentum Liechtenstein begrüssen konnten. Tatsächlich zeigte sich während der Tagung der Herbst von seiner schönsten Seite, und so stand den vier spannenden Exkursionen an regionalen Gewässern nichts im Wege. Die 20 Tagungsreferenten vermittelten rund um das Thema Krebse viel Wissenswertes und trugen damit wesentlich zum erfolgreichen Gelingen der Veranstaltung bei.

Es freut mich zudem sehr, dass sich nebst dem Verein *forum flusskrebse* und der Botanisch Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg (BZG) auch der Fischereiverein Liechtenstein (FVL) dem Thema Krebse widmet und mit dazu beigetragen hat, das Internationale Flusskrebsforum zu veranstalten. Nicht viele Fischereivereine haben dieses Selbstverständnis und den nötigen Blick über den fischereilichen Tellerrand hinaus.

Damit ein vier Tage dauernder Anlass in der Grössenordnung des 8. Internationalen Flusskrebsforums reibungslos durchgeführt werden kann, bedarf es im Voraus an einer mehrjährigen Planungszeit und einer guten Arbeitseinteilung. Dies ist ohne Unterstützung und viele helfende Hände nicht zu bewältigen. Es ist mir daher ein grosses Anliegen, mich bei allen Personen hinter und vor den Kulissen herzlichst zu bedanken.

Meinen grossen Dank richte ich auch an die Gemeinden Vaduz und Triesenberg, das Amt für Umwelt, an die Botanisch Zoologische Gesellschaft, den Verein *forum flusskrebse*, den Fischereiverein Liechtenstein und an Rudolf Staub, der diesen Tagungsband im Amt des Chefredakteurs begleitete.



Rainer Kühnis
Leiter Arbeitsgruppe Flusskrebse BZG
Präsident Fischereiverein Liechtenstein

Thomas Stucki (links) und Rainer Kühnis (rechts) während der Exkursion in Oberriet (CH).

Ein erfolgreiches 8. Internationales Flusskrebsforum in Vaduz

Vom 21.–24. September 2017 weilten 82 Teilnehmerinnen und Teilnehmer aus insgesamt acht Nationen in Vaduz, um sich bei 20 Referaten sowie fünf Exkursionen rund um das Thema Flusskrebse weiterzubilden und sich gegenseitig auszutauschen.

Veranstaltet wurde der Anlass gemeinsam vom europaweit tätigen Verein *forum flusskrebse*, der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg und dem Fischereiverein Liechtenstein, welche die Tagung zusammen mit dem Amt für Umwelt und den beiden Gemeinden Vaduz und Triesenberg auch finanziell unterstützten.

Abb. 1 ***Die vom Atelier Silvia Ruppen gestaltete Einladung zum Flusskrebsforum.***

Abb. 2 ***Gruppenbild der Tagungsteilnehmer.***

Öffentlicher Vortrag «Wasserwelten Liechtensteins» zum Tagungsbeginn

Am Donnerstagabend, dem 21. September, wurde die Tagung mit den Grussworten von Olivier Nägele (Amt für Umwelt), Josef Biedermann (BZG) und Thomas Stucki *(forum flusskrebse)* und dem multimedialen Vortrag «Wasserwelten Liechtensteins» eröffnet. Anhang von zahlreichen Film- und Fotoaufnahmen zeigte das Referententeam Andrea Buchmann Kühnis, Markus Risch sowie Rainer Kühnis einen faszinierenden Einblick in die Vielfalt des Lebensraums Wasser in Liechtenstein. Ein spezielles Themenaugenmerk wurde dabei auf die einheimischen Krebse gelegt.

Krebse in Liechtenstein

Flusskrebse sind in Liechtenstein seit dem Spätmittelalter urkundlich belegt und der Fang wurde stets durch Gesetze und Vorschriften geregelt. Den einstigen hohen Stellenwert der Krebse als Nahrungsmittel beurkunden verschiedene Flur- und Gewässernamen, aber auch drakonische Strafen, die für Krebsfrevel galten. Mit dem Edelkrebs und dem Dohlenkrebs leben heute zwei europäische Arten in starken Populationen im Fürstentum Liechtenstein. Beide Arten profitieren von den jahrzehntelangen Investitionen durch Land und Gemeinden in vernetzte Gewässerlebensräume sowie der Verbesserung der Wasserqualität. Exotische Arten und die aus Amerika stammende virulente Krebspest konnten bisher in Liechtenstein nicht nachgewiesen werden, breiten sich aber in der direkten Nachbarschaft aus.

20 Vorträge rund um die Krebse

Die Tagungsteilnehmer konnten anhand von 20 Referaten und zahlreichen Postern viel Wissenswertes rund um die Krebse erfahren. Von der Zucht, den Krankheiten, der Bekämpfung exotischer Arten, über die Öffentlichkeitsarbeit bis hin zur Präparation standen interessante Vorträge auf dem Programm, welche zu Fragen und Diskussionen anregten.

Abb. 3 ***20 Vorträge und diverse Poster informierten rund um das Thema Flusskrebse im Vaduzer Saal.***

Vielseitiges Exkursionsprogramm

An den verschiedenen Exkursionsstandorten im Schaaner und Vaduzer Riet, in Ruggell, in Göfis (AT) sowie in Oberriet (CH) konnten die vier in der Region lebenden Flusskrebsarten vor Ort besichtigt werden. Mitarbeiter des Amtes für Bevölkerungsschutz und der Gewässerwart der Gemeinde Ruggell erläuterten direkt am Bach, wie sie den sensiblen Unterhalt in den Krebsgewässern jeweils vornehmen. Aber auch die Biberproblematik, das Wiederansiedelungsprogramm der Europäischen Sumpfschildkröte, die Grossmuscheln, die Besichtigung der Aquakultur des Fischereivereins sowie die Hirschbrunft auf der Alpe Sücka standen auf dem Exkursionsprogramm.

Kulinarische Ausflüge sowie touristisches Abschlussprogramm in Vaduz

Abgerundet wurde das viertägige Forum mit der Verpflegung von Albrecht Wolf und durch kulinarische Ausflüge zum Bangshof in Ruggell sowie auf die Alpe Sücka in Triesenberg, wo Vorsteher Christoph Beck die europäischen Gäste begrüsste. Mit einer Rundfahrt durch Vaduz und einer Besichtigung des Landtages endete am Sonntag das erfolgreiche Forum bei schönstem Septemberwetter. Die nächste Tagung wird 2019 in Kiel (Deutschland) durchgeführt.

Abb. 4 ***Anhand eines kleinen Ruggeller Grabens mit einer guten Edelkrebspopulation konnten krebsschonende Pflegeeingriffe an einem Kleingewässer erläutert werden.***

Abb. 5 ***Der Scheidgraben diente als Anschauungsobjekt für Unterhaltsmassnahmen bei grösseren Gewässern.***

Der Verein *forum flusskrebse*

Der Verein *forum flusskrebse* wurde 2001 gegründet und zählt 150 Mitglieder aus ganz Europa. Vorrangige Ziele sind der Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaftlern, Krebszüchtern, Bewirtschaftern von Gewässer, Flusskrebsliebhabern und Vertreter von Institutionen in den Bereichen Gewässerökologie, Naturschutz und Fischerei. Im Zentrum der Aktivitäten steht die Förderung der heimischen Krebse.

Abb. 6 ***Besichtigung der Aquakultur des Fischereivereins in Ruggell.***

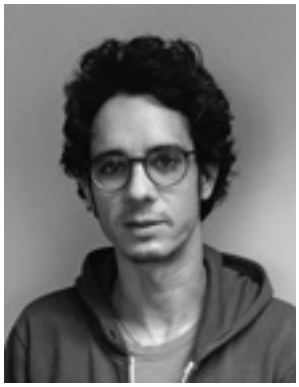
Abb. 7 ***Der Fischereiaufseher von Vorarlberg, Alban Lunardon, erläutert die Situation in Göfis (A).***

Abb. 8 ***Informativer Abschluss im Landtagsgebäude in Vaduz.***

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 7–14, Vaduz 2018

CHRISTIAN TESINI

Lebensraumaufwertung für Krebse im Kanton Aargau – Beispielprojekte und Erfahrungen



Christian Tesini
Geboren 1982, Lehre Koch EFZ, danach drei Jahre in verschiedenen Gaststätten gearbeitet, ab 2005 Studium Bsc. Umweltingenieurwesen ZFH in Wädenswil, Praktika nach dem Studium und seit 2009 beim Kanton Aargau, Sektion Jagd und Fischerei tätig. Hauptaufgabenbereich sind Lebensraumaufwertungen für Wassertiere zu leiten und umzusetzen, Eingriffe an Gewässer zu beurteilen und das Bibermanagement.

Zusammenfassung

Neben der zunehmenden Verbreitung invasiver Flusskrebsarten sind stark verbaute Bäche und degradierte Lebensräume die wichtigsten Faktoren, die eine Erholung der einheimischen Flusskrebsarten verhindern. Im Kanton Aargau konnten sich trotzdem und mit der Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten, einige Restbestände von Dohlen-, Stein- und Edelkrebsen halten. Um diese Bestände zu stützen, hat der Kanton Aargau verschiedene Förderprojekte lanciert, darunter auch die bauliche Aufwertung von Lebensräumen. Bei genauerer Betrachtung von fünf Beispielen von spezifisch für Krebse durchgeführten Aufwertungsmassnahmen sticht vor allem die Menge an Unterschlüpfen als wichtiger Faktor heraus. Diese können bei Projekten in Form von gut ausgewähltem oder bereits vorhandenem Sohlsubstrat, eingebauten Faschinen und Totholzstrukturen oder durch integrieren der bestehenden Ufervegetation zur Verfügung gestellt werden. Die für diesen Artikel zusammengetragenen Beobachtungen decken sich gut mit den theoretischen Vorgaben aus der Literatur. Werden zusätzlich Lebensräume lokal untereinander vernetzt, ist das Risiko für einen Totalausfall bei Katastrophen geringer und Bestände können sich besser durch eigenständige Wiederbesiedlung erholen.

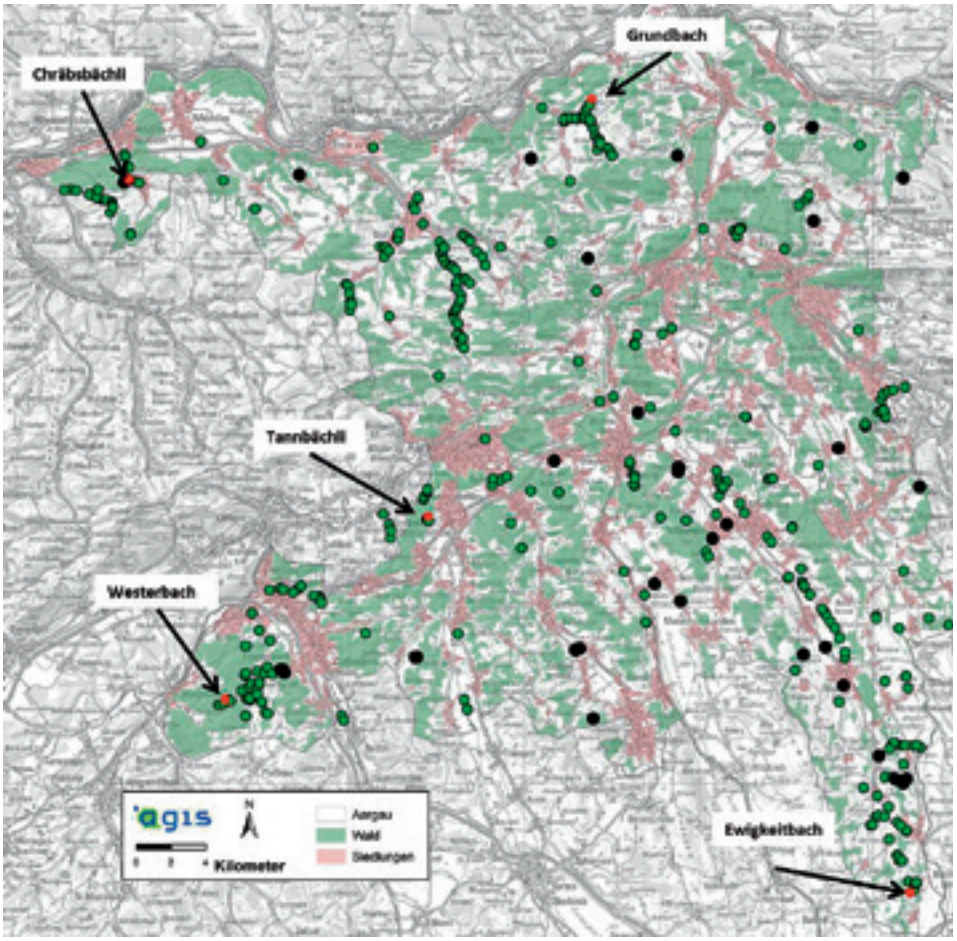
Einleitung

Gewisse Gewässer- oder Flurnamen lassen auf ein ehemaliges Vorkommen an Flusskrebsen schliessen. Im Aargau gibt es nach heutigem Wissensstand nur in den wenigsten der «Krebsbäche» noch Populationen einheimischer Krebse. *Abbildung 1* zeigt die Verbreitung aller drei heimischen Arten (Steinkrebs, Dohlenkrebs und Edelkrebs) gegenüber der ehemaligen Verbreitung von Krebsen auf der Basis von Kartengrundlagen. Die Gründe für den Rückgang der Krebse sind vielfältig. Nebst der Einschleppung invasiver Arten und der Krebspest zählt sicher der Verlust an Lebensräumen zu den

wichtigsten Faktoren. Die Fischereiverwaltung des Kantons Aargau versucht deshalb schon seit über 10 Jahren gezielt die gewässermorphologischen Bedingungen für die Krebse wieder zu verbessern. Dabei wurden vor allem einfache und kostengünstige wasserbauliche Eingriffe zugunsten von Stein- und Dohlenkrebsen ausgeführt. Im folgenden Artikel werden einige Beispiele vorgestellt und daraus Empfehlungen für weitere Aufwertungsprojekte abgeleitet.

Die Lebensraumansprüche von Stein- und Dohlenkrebsen sind vielfältig. Unabhängig von der Krebsart werden vor allem Bachabschnitte mit grobkiesigem Untergrund (Demers et al. 2003, Steissel & Hödel 2002) bevorzugt. Nach Vlach et al. (2009) ist die Substratzusammensetzung der wichtigste Faktor für die Bevorzugung von Mikrohabitaten bei Steinkrebsen. Grössere Steine und Blöcke dienen ebenfalls als Habitat, solange genügend Hohlräume vorhanden sind. Wichtig scheinen auch ins Wasser ragendes Wurzelwerk und ein Gehölzsaum entlang der Gewässer zu sein (Smith et al. 1996, Rosewarne et al. 2017). Viel Totholz (Benvenuto et al. 2008, Rosewarne et al. 2017) und geringe Strömungsgeschwindigkeiten (Steissel & Hödl 2002) charakterisieren ein gutes Krebshabitat genauso wie die Vegetation im und am Wasser. Juvenile Krebse nutzen dabei die Vegetation an der Uferlinie sowie die Unterwasservegetation mehr als Tagesunterschlupf als adulte Krebse (Demers et al. 2003). Gegenüber anderen Untersuchungen haben Holdich et al. (2006) Dohlenkrebse auch in Gewässern mit verschlammter Sohle gefunden. Wichtig für das Vorhandensein der Dohlenkrebse waren aber ebenfalls gute Unterschlupfe und Versteckmöglichkeiten. Dazu zählten ins Wasser ragendes Wurzelwerk, Asthaufen oder gar Ritzen in künstlichen Ufermauern. Stimmt die Wasserqualität mit den Ansprüchen der Krebse an die chemischen und physikalischen Wasserparameter überein, sind Tagesverstecke und Deckung für Krebse in allen Grössenklassen der wichtigste Faktor für deren Vorkommen. Substratzusammensetzung, Strömungsgeschwindigkeit, Totholz und die Uferbeschaffenheit haben schlussendlich alle einen Einfluss auf die Anzahl unterschiedlich grosser Löcher, Spalten und Höhlen.

Abb. 1 ***Vorkommen der drei einheimischen Krebsarten (grüne Punkte), kartografische Belege für Krebsvorkommen (schwarze Punkte) und Standorte von ausgewählten Lebensraumaufwertungen (rote Punkte)***



Material und Methode

Für die Beispielsammlung wurden fünf unterschiedliche Fliessgewässer im Kanton Aargau ausgewählt, an denen in den letzten 10 Jahren Lebensraumaufwertungen vorgenommen wurden. Die genauen Standorte sind in *Abbildung 1* dargestellt.

Je nach Ausgangslage wurden an den Bächen harte Verbauungen teilweise oder vollständig entfernt und durch ingenieurbiologische Bauten, wie zum Beispiel Faschinen, Buschlagen oder Buhnen ersetzt, damit die nötige Hochwassersicherheit weiterhin gegeben war. Unter Rücksichtnahme auf das Umland, in den meisten Fällen landwirtschaftliches Kulturland, fanden die Aufwertungen innerhalb des bestehenden Gerinnes statt (Instream River Training). Die Projekte wurden mit Ausnahme des Chräbsbachs in Magden durch die Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau mitfinanziert und durch Bund respektive Ökofonds von Kraftwerken unterstützt.

An jedem der fünf Gewässer haben vor, während und nach den Bauarbeiten Begehungen stattgefunden. Ziel war, einerseits den Bau zu begleiten, um möglichst viele gute Krebshabitate zu erreichen. Andererseits waren die Begehungen nach dem Bau zur Beurteilung der Situation für die Krebse sowie der Entwicklung des Lebensraums gedacht. Welche Methoden bei den Begehungen genau eingesetzt wurden, wird direkt bei den Fallbeispielen beschrieben.

Fallbeispiele und Ergebnisse

Chräbsebächli in Magden

Das Chräbsebächli in Magden musste auf Grund von ungenügender Abflusskapazität bei Hochwasser ausgebaut werden. Der Hochwasserschutz wurde mit einer Aufwertung des komplett in einer Betonhalbschale verlaufenden respektive eingedolten Baches kombiniert. Dabei wurde der Lauf des Gewässers verlegt, so dass eine mehrheitlich offene Führung möglich wurde. Damit konnte die Vernetzung mit dem Vorfluter (Magdenerbach) und dem oberhalb des Projektabschnitts gelegenen offenen Bachabschnitts wieder hergestellt werden. Für die gewählte Linienführung waren zwei neue Bachdurchlässe notwendig. Beide Wellstahlhalbrohre haben eine natürliche und offene Sohle und seitliche Bankette aus Beton. Damit die Sohle bei einem Gefälle von ca. 7.5 % nicht erodiert, wurden Pfahlschwellen aus gespaltenen Akazienpfählen halbkreisförmig in den Untergrund geschlagen und mit groben Kalkbruchsteinen hinterfüllt *(Abb. 3)*. Die Pfahlschwellen wurden zudem dazu genutzt, eine Kolkbildung unterhalb der Schwelle zu erwirken. Diese Kolke sollen zusammen mit den verwendeten Steinen und dem eingebrachten Kies die Krebshabitate bilden. Die Böschungen wurden teilweise mit Pflanzensoden aus benachbarten Gewässern begrünt und mit Bäumen und Sträuchern bepflanzt.

Tab. 1: ***Chräbsebächli in Magden***

Krebsart	Dohlenkrebs
Bau	Herbst 2014
Massnahmen	Entfernung der Betonhalbschale, Abflachung der Ufer, zwei neue Bachdurchlässe, Bachumlegung und Öffnung, Sohlsicherung mit Pfahlschwellen, Strukturierung des Gerinnes mit Blöcken und Steinen, Bepflanzung, weitere Hochwasserschutzmassnahmen
Bauherrschaft	Gemeinde
Projektbeteiligung	Kanton Aargau (Sektion Wasserbau)
Kosten	CHF 340'000.–

Abb. 2 ***Chräbsebächli in Magden vor der Aufwertung. Ein monotones, hart verbautes Gerinne***

Abb. 3 ***Dasselbe Gewässer während des Baus. Die hervorstehenden Akazienspaltpfähle wurden anschliessend auf Sohlniveau abgesägt.***

Beurteilung Chräbsebächli als neuer Lebensraum für Krebse

Vor und nach den Bauarbeiten fanden diverse Nachtbegehungen mit Lampen statt. Zudem wurde der Bach bei Tag begangen, um die Entwicklung des Gewässers als Krebshabitat zu beurteilen. Bei den Nacht- und Tagbegehungen wurden jeweils auch einzelne Steine umgedreht.

Die Ufervegetation am Chräbsebächli ist im Sommer 2017 noch sehr spärlich entwickelt. Die gepflanzten Gehölze spenden kaum Schatten und eine selbständige Begründung durch Gehölze hat noch nicht stattgefunden. Der Hochstaudensaum ist ebenfalls noch nicht sehr üppig. Krebshabitate werden vor allem durch die unterschiedlich grossen Steine und die bei den Pfahlschwellen entstandenen Kolke bestimmt. Eine Nachtbegehung hat ergeben, dass der grösste Teil der gefundenen Krebse (11 Steinkrebse auf 80 m) im oberen der beiden Durchlässe zu finden war. Die Deckung ist dort momentan sicher am besten und Nahrung ist in Form von Makrozoobenthos und Detritus gut vorhanden. Oberhalb des oberen Durchlasses (Strecke 55 m) waren keine Krebse mehr zu finden. Als Vergleich dazu: bei den Krebssuchen vor den Bauarbeiten konnten keine Tiere gefunden werden. Insgesamt ist die Aufwertung sicher als sehr positiv zu bezeichnen, da bereits nach gut zweieinhalb Jahren die ersten Dohlenkrebse von selber eingewandert sind. Weiter positiv zu beurteilen ist die heute vorhandene Vernetzung mit dem Vorfluter. Die dort lebenden Krebse haben nun eine Ausweich- und Ausbreitungsmöglichkeit mit gutem Habitatangebot mehr. Es ist anzunehmen, dass mit der künftig noch zunehmenden Vegetation die Situation noch einmal verbessert wird.

Tannbächli Oberentfelden

Der Tann ist eines grosses Stück zusammenhängender Wald mit zahlreichen kleinen Gräben und Bächlein, welche in das Tannbächlein entwässern. Auf der andern Seite desselben Hügelzugs befindet sich der Gretzenbach, welcher eine starke Population mit Dohlenkrebsen beheimatet. Um die Population langfristig zu erhalten, entschloss man sich, einzelne Tiere dieser Population in naheliegende und geeignete Gewässer zu transferieren. Eines davon ist das Tannbächli und sein Einzugsgebiet in Oberentfelden, welches 2007 erstmals besetzt wurde. 2010 konnten bei einem erneuten Besatz Jungtiere des Besatzes von 2007 nachgewiesen werden (Jean-Richard 2010). Das Tannbächli verlief im untersten, noch offenen Abschnitt in einer Betonhalbschale. Die Sektion Jagd und Fischerei hat darum zusammen mit Unterstützung der Gemeinde, des Forstes und der Wasserbaufachstelle des Kantons ein Projekt zur Aufwertung dieses untersten Abschnitts lanciert. Die beste Lösung war eine Bachumlegung und Neugestaltung innerhalb des Waldes und am Waldrand. Damit konnten die topografischen Verhältnisse besser genutzt und die Fläche einer ehemaligen Christbaumkultur ökologisch aufgewertet werden.

Tab. 2: **Tannbächli in Oberentfelden**

Krebsart	Dohlenkrebs
Bau	Herbst/Winter 2015
Massnahmen	Bachumlegung und Revitalisierung, zwei neue Bachdurchlässe
Bauherrschaft	Sektion Jagd und Fischerei
Projektbeteiligung	Bund Swanpower Fonds Kraftwerk IBAarau
Kosten	CHF 50'000.–

Abb. 4 ***Kurz nach Fertigstellung des untersten Abschnitts zwischen den beiden Durchlässen. Gut sichtbar die bereits versetzten Pflanzensoden, zur sofortigen Begründung der Böschung.***

Abb. 5 ***Das Tannbächli in seinem neuen noch nicht fertigen Gerinne während des Baus.***

Im untersten Projektabschnitt wurde die Betonhalbschale vollständig entfernt und mit Kies und gröberen Steinen gestaltet. Damit die Böschung linksufrig stabil bleibt, wurde ein Längsverbau mit Lebendfaschinen gelegt. Der umgelegte Teil des Tannbächleins wurde mit Wurzelstöcken, Rundholzschwellen und Kies und Schotter strukturiert, soll sich aber weitgehend selber gestalten können, da genügend Platz für die Entwicklung vorhanden ist. Neben dem Bach wurden zwei Amphibientümpel angelegt, welche aber nur mit Niederschlagswasser gespiesen werden.

Beurteilung Tannbächli als neuer Lebensraum für Krebse
Das Tannbächli hat sich in der Zeit zwischen dem Bau und dem Sommer 2017 bereits gut entwickelt *(Abbildung 6)*. Dank Geschiebeeintrag aus dem Oberlauf und einigen Hochwasserereignissen fand bereits eine eigendynamische Strukturierung statt. Je nach Untergrund im neuen Gerinne und dem Gefälle wurde das eingebrachte Geschiebe durchtransportiert oder abgelagert. Teilweise haben sich typische Gleit- und Prallhangsituationen mit Kolken ausgebildet. Dank der Nähe zum Wald ist auch ein guter Anteil an Totholz vorhanden. Die von selbst entstandenen Kolke, das viele Totholz und die tiefen Stellen hinter den eingebauten Rundholz- und Blockschwellen bieten zusammen mit dem gut sortierten Geschiebe viele Krebsunterstände.

Westerbach in Vordemwald

Der Westerbach wurde etappenweise in Zusammenarbeit mit der Wasserbaufachstelle des Kantons umgestaltet. Ein Grossteil des Gewässers war mit Betonelementen oder anderen harten Verbauungen gesichert und kanalisiert. Der Bach verläuft auch heute noch stark eingetieft *(Abbildung 7)*. Die Aufwertung erfolgte durch eine Strukturierung mit Wurzelstöcken, Faschinen, einzelnen Strömungslenkern und Blöcken. Der Hartverbau wurde entfernt und entsorgt. Am ursprünglichen gestreckten Verlauf des Gewässers wurde nichts verändert. Einzelne kleinere Uferanrisse und seitliche Erosion werden nun aber zugelassen. In den ersten Etappen wurden die Böschungen noch mit Kokosmatten vor Erosion geschützt, worauf in späteren Etappen verzichtet wurde. Gehölze entlang des Baches werden auf Grund der Nähe zur Kantonsstrasse sowie Kulturland nur spärlich zugelassen.

Tab. 3: **Westerbach in Vordemwald**

Krebsart	Dohlenkrebs
Bau	2006 bis 2015
Massnahmen	Entfernung Hartverbau und Betonelemente, Strukturierung im Gerinne
Bauherrschaft	Sektion Jagd und Fischerei
Projektbeteiligung	Bund
Kosten	CHF 50'000.–

Abb. 6 ***Gut eineinhalb Jahre nach der Umsetzung haben sich bereits prächtige Kolke gebildet und Geschiebe aus dem Oberlauf ist eingetragen worden.***

Abb. 7 ***Tief unter der Böschungsoberkante verlaufender Westerbach ohne Hartverbau***

Abb. 8 ***Eingebauter Wurzelstock, Hochstaudensaum und Wasserpflanzen als Krebshabitate am Westerbach***

Beurteilung Westerbach als neuer Lebensraum für Krebse
Heute ist der Westerbach als wertvolles Krebsgewässer mit einem guten Dohlenkrebsbestand bekannt. Während dem Zeitraum der Aufwertungen wurde das Gewässer durch einen Jaucheunfall im Frühjahr 2009 stark verschmutzt. Untersuchungen (Jean-Richard 2009) haben ergeben, dass der Bestand von Forellen und Groppen dadurch praktisch ausgelöscht wurde. Das ebenfalls vorkommende Bachneunauge hat vermutlich weniger gelitten. Weil keine gute Datengrundlage vor dem Jaucheunfall vorhanden war, konnten die Auswirkungen auf den Dohlenkrebsbestand nicht abgeschätzt werden.
Beobachtungen (pers. Mitt. Gerhard H., Pächter Fischereirevier und Gerhard S., Kantonaler Fischereiaufseher) in den letzten Jahren deuten aber auf einen sehr guten Dohlenkrebs- und Fischbestand hin. Das Gewässer wurde nach dem Jaucheunfall nur mit Groppen besetzt, alle andern Arten haben sich offensichtlich auf natürliche Weise erholt. Bei mehreren Nachtbegehungen in den letzten Jahren konnten immer Dohlenkrebse in den aufgewerteten Abschnitten beobachtet werden. Dank einem natürlichen Geschiebetrieb und den eingebauten Strukturen haben sich gegenüber früher viele Unterschlupfe gebildet. Heute gibt es tiefe Kolke, unterspülte Ufer sowie Deckung und Nahrung durch einen Hochstaudensaum *(Abbildung 8)*. Was fehlt, ist ein dichterer Gehölzsaum entlang des Baches, einerseits als Schutz gegenüber dem intensiv bewirtschafteten Kulturland sowie der Strasse als auch zur Strukturierung des Gerinnes über das Wurzelwerk und die Beschattung.

Grundbach in Wil (AG)

Im Mettauertal (Einzugsgebiet Etzgerbach) lebt eine Steinkrebspopulation von nationaler Bedeutung. Mit der Vernetzung von Seitenbächen oder der morphologischen Aufwertung verschiedener Gewässerabschnitte können die Lebensbedingungen für die Steinkrebse verbessert werden. Der Grundbach ist ein permanent Wasser führender Seitenbach des Etzgerbachs. Das Projekt beinhaltete die Erstellung einiger Pools und es wurde ein Absturz vernetzt. So wird die freie Wanderung gewährleistet und bei Wasserknappheit, bleiben in den Pools Rückzugsmöglichkeiten erhalten. Die Aufhebung des Absturzes erfolgte mit einer kleinen treppenartigen Rampe aus formwilden Kalkbruchsteinen *(Abbildung 9)*. Die Pools wurden mit dem Bagger ausgehoben und die Böschung seitlich ebenfalls mit formwilden Blöcken vor Rutschungen gesichert. Um den Pool zu erhalten, wurden kleine Schwellen zur Förderung der Kolkbildung erstellt.

Tab. 4: **Grundbach in Wil AG**

Krebsart	Steinkrebs
Bau	Herbst 2014
Massnahmen	Bau von Pools, Vernetzung Wanderhindernis
Bauherrschaft	Sektion Jagd und Fischerei
Projektbeteiligung	Bund naturemade Star Fonds EWZ Wettingen
Kosten	CHF 6'800.–

Beurteilung Grundbach als neuer Lebensraum für Krebse
Die heute für Steinkrebse überwindbare Blockrampe ist trotz bescheidenem Einsatz finanzieller Mittel zu einem wertvollen Refugium für die Krebse geworden. Nebst der Vernetzungsfunktion ist dank der kleinen Becken auch ein zusätzlicher Lebensraum entstanden (pers. Mitt. Leber Urs, Fischereirevierpächter). Die Pools sind insbesondere bei Niedrigstwasser wichtige Rückzugshabitate, dienen aber sicher auch während des ganzen Jahres als Krebshabitate. In den Pools ist es seit dem Bau zu Feinsedimentablagerungen gekommen, welche Teile der erstellten Krebsunterstände aus Steinen und Blöcken überdeckt haben.

Ewigkeitbach in Oberrüti

Im Jahr 2015 wurden im Rahmen des kantonalen Steinkrebsförderungsprojekts bauliche Massnahmen am Gibelbach und Ewigkeitbach durchgeführt. Dabei wurde der Zusammenfluss der beiden Bäche nach oben verlegt, damit dem ökomorphologisch wertvolleren Bach (Ewigkeitbach) mehr Wasser zufliesst. Der Gibelbach wurde im betroffenen Abschnitt aufgehoben. Dank der Lage am Waldrand ist beim Ewigkeitbach ein besserer Schutz gegenüber dem Kulturland geboten. Der mit dem Projekt aufgehobene Bachabschnitt verlief grösstenteils eingedolt und quer durch landwirtschaftlich intensiv genutztes Gebiet. Weiter wurden im Ewigkeitbach diverse Pools angelegt *(Abbildung 11)*. Die Massnahmen sollten die Nutzung der bereits vorhandenen Habitate verbessern und zusätzliche Unterstände schaffen.

Abb. 9 ***Blockrampe in mini Becken-Riegel-Bauweise zur Überwindung einer Höhendifferenz von rund 1 m im Grundbach in Wil.***

Nach dem Trockenlegen des Gibelbachs wurde der Abschnitt nach Krebsen abgesucht. Zum Erstaunen kamen in diesem unscheinbaren Wiesenbach, mit geschlossener Krautdecke unzählige Steinkrebse zum Vorschein. Die stark unterspülten Ufer und wenigen Pools booten hervorragende Habitate.

Beurteilung Ewigkeitbach als neuer Lebensraum für Krebse
Im Juli 2017 wurde eine Überprüfung der getätigten Massnahmen durchgeführt. Hierbei wurden der Ewigkeitbach und der Gibelbach bei Nacht begangen und mit Reusen befischt (Roth 2017). Die angelegten Strukturen im Ewigkeitbach wurden sehr gut angenommen. So fand sich in jedem Pool mindestens ein Steinkrebs. Zahlreiche Individuen wurden zudem unter Steinen gefunden. Somit bietet das vorhandene Sohlsubstrat geeignete Unterstände für Steinkrebse. Dank dem angrenzenden Wald finden sich ebenfalls Ansammlungen von Totholz, welche als Habitat genutzt werden können. Der Bach hat seit 2015 abschnittsweise leicht unterspülte Ufer geschaffen. Es besteht damit die Hoffnung, dass der mit dem Projekt ungewollt aufgehobene und gute Lebensraum durch den aufgewerteten Ewigkeitbach vollständig ersetzt wird.

Tab. 5: **Ewigkeitbach in Oberrüti**

Krebsart	Steinkrebs
Bau	Herbst 2015
Massnahmen	Bau von Pools, Zusammenlegung von Bächen
Bauherrschaft	Gemeinde Sektion Jagd und Fischerei
Projektbeteiligung	Sektion Jagd und Fischerei naturemade Star Fonds EWZ Wettingen
Kosten	CHF 60'000.–

Abb. 10 ***Zusammengelegter Gibelbach nach dem Bau***

Diskussion

Aus den Erfahrungen der letzten Jahre kann man einige Empfehlungen für zukünftige Lebensraumaufwertungen ableiten. Voraussetzung ist, dass die chemische wie auch physikalische Qualität des Wassers den Ansprüchen der Kebse genügt. Die Bedürfnisse der Krebse lassen sich mit geringem Aufwand und vor allem innerhalb von verbauten und begradigten Gerinnen vergleichsweise gut abdecken. Folgende Habitatelemente haben sich als sehr geeignet herausgestellt:

1. Tiefe Stellen, Kolke (Pools): In begradigten und verbauten Bächen sind es vielfach die tiefen Bereiche, welche fehlen. In den beschriebenen Fallbeispielen wurden Kolke bewusst als strukturgebendes Element gebaut. Wichtig ist entweder die Kolke erst durch Strömungsbeschleunigung entstehen zu lassen (Gleit-Prallhangsituation schaffen wenn Platz vorhanden), oder aber durch kleine Schwellen und Überfälle die Kolke zu erhalten. Engstellen aus gegenüberliegenden Buhnen, Holzeinbauten oder eingefasste Steinteppiche *(Abbildung 11)* sowie inklinante (gegen die Fliessrichtung) Strukturen fördern die Tiefenerosion und damit die Kolkbildung. Dabei zu berücksichtigen ist, dass die Strömungslenker und Hindernisse genügend tief und stabil eingebaut werden, nicht dass sie selber in den neu entstandenen Kolk fallen können.
2. Totholzeinbauten und natürlicher Eintrag von Totholz sind enorm wichtig. Viele Krebse lassen sich unter eingebauten Wurzelstöcken oder im Schwemmholz finden. Die Funktion als «Nahrungslieferant» ist beim Totholz ebenfalls nicht zu unterschätzen. Im Beispiel Tannbächli hat die eigendynamische Strukturierung des Gerinnes vor allem dank der Nähe zum Wald und damit zur Totholzquelle stattgefunden. Dies obwohl der Bau erst vor Kurzem ausgeführt wurde.
3. Faschinen aus noch ausschlagfähigem Material, vor allem Weiden, bieten direkt nach dem Einbau eine grosse Zahl an unterschiedlich grossen Schlupflöchern. Wichtig ist, dass die Faschinen angeströmt werden, damit sie nicht zusanden. Mindestens die Hälfte des Astbündels soll unter der Wasseroberfläche liegen. In den beschriebenen Fällen wurden Faschinen vor allem zwecks Böschungssicherung eingesetzt, da viele der kanalisierten Bäche steile Böschungen aufweisen. Quer oder schräg zum Bachverlauf eingebaute Faschinen können gleichzeitig als Strömungslenker und Unterstand dienen. Bei der Herstellung der Faschinen sollte darauf geachtet werden, nicht nur eine Weidenart zu verwenden, sondern möglichst viele, da sonst schnell eine Weidenmonokultur entstehen kann.
4. Sohlsubstrat: Unterschlupfe unter Steinen und Blöcken sind sehr beliebt. Bei der Planung von Aufwertungsmassnahmen soll daher das Sohlsubstrat sowie der Geschiebetrieb berücksichtigt werden. Das Fallbeispiel Tannbächli zeigt: bei starkem und natürlichem Geschiebetrieb kann sich eine für Krebse wertvolle Sohlstruktur bilden. Fehlt der Geschiebeeintrag oder es ist grundsätzlich wenig grobes Material vorhanden, lohnt sich das Einbringen von Kies und grösseren Steinen. Dabei wird die Verwendung von gebrochenem wie auch rundem Material mit Korngrössen von 10 bis 30 cm vorgeschlagen. Mit den

unterschiedlichen Formen ergeben sich mehr und unterschiedlich grosse Hohlräume. Bei Bächen mit einem hohen Feinkornanteil und geringem Gefälle sind Steine als Krebsunterschlupf weniger geeignet, da sich die Hohlräume nach dem Bau schnell mit Feinsedimenten füllen.

5. Ufergehölz: die besten Strukturen in naturnahen Bächen werden durch Ufergehölze, insbesondere Erlen, gebildet. Sind gesunde Ufergehölze vorhanden, sollen sie nach Möglichkeit in die Aufwertungsmassnahmen integriert werden. Oft kann die Funktion einer harten Verbauung durch über Jahrzehnte gewachsene Gehölze und die Gras- und Krautschicht übernommen werden. Gewachsene Strukturen halten besser als neu gebaute, vor allem können ältere Gehölze nicht so schnell wieder durch Pflanzungen ersetzt werden. Werden trotzdem Gehölze gefällt oder entfernt, so sollen Teile davon als Totholz dem Gewässer und seinen Lebewesen erhalten bleiben. Dickere Bäume entsprechend mit mindestens 1 m Stammansatz fällen, damit sie als Wurzelstock besser «recycelt» resp. eingebaut werden können.
6. Vernetzung: Insbesondere im Zusammenhang mit Gewässerverschmutzungen und Krebssterben sind gut angebundene Seitengewässer und die Durchgängigkeit des Hauptbaches von grosser Bedeutung. Bei Verlusten im Oberlauf kann dieser bei gewährleisteter Durchgängigkeit auf natürliche Weise wieder besiedelt werden. Mit der Anbindung von Seitenbächen an den Hauptlauf kann das Verbreitungsgebiet einer Krebspopulation vergrössert werden und gibt bei Katastrophen entsprechend zusätzliche Sicherheit. Der Startlerbach in Herznach wurde mittels einer Blockrampe für Krebse aus der Hauptpopulation im Staffeleggbach zugänglich gemacht. Damit kann der Startlerbach als Rückzugsgebiet bei Katastrophen im Staffeleggbach genutzt werden und der Austausch beider Teilpopulationen kann wieder in beide Richtungen (bachauf und -abwärts) stattfinden.

Abb. 11 ***Halbkreis aus Pfählen und Weidengeflecht rechts, Dreiecksbuhne aus Faschinen links, beides hinterfüllt mit Bollensteinen.***

Abb. 12 ***Eine direkt an der Uferlinie gepflanzte Weide wirkt innerhalb von 8 Jahren als Strömungslenker und mit dem Wurzelwerk als Unterschlupf.***

Vergleicht man die hier zusammengetragenen Beobachtungen mit den theoretischen Vorgaben aus der Literatur, so stimmt beachtlich viel überein. Insbesondere die Zusammenstellung in Rosewarne et al. (2017) kann bei spezifisch für Krebse (Dohlen- und Steinkrebs) ausgerichteten Aufwertungsprojekten als Hilfe beigezogen werden. Krebslebensräume sind aber nicht offensichtlich gut oder schlecht. Zum Teil genügen unterspülte Ufer mit überhängender Krautschicht oder Ritzen im Uferverbau als gute Habitate. Diesbezüglich lohnt es sich, das Gewässer schon während der Planung von Aufwertungsprojekten nach Krebsen abzusuchen, um zu verhindern, dass allfällige gute, aber eben nicht sichtbare Lebensräume zerstört werden.

Literatur

Benvenuto, C.; Gherardi, F.; Ilhéu, M. (2008): Microhabitat use by the white clawed crayfish in a Tuscan stream. Journal of Natural History, Vol. 42, Issue 1–2

Demers, A.; Reynolds, J.D.; Cioni, A. (2003): Habitat preference of different size classes of *Austrapotamobius pallipes* in an irish river. Bull. Fr. Pêche Oscic., 370–371

Holdich, D.M.; Peay, S.; Foster, J.; Hiley, P.D.; Brickland, J.H. (2006): Studies on the white-clawed crayfish *(Austropotamobius pallipes)* associated with muddy habitats. Bull. Fr. Pêche Oscic., 380-381: 1055–1078

Jean-Richard, P. (2009): Erfolgskontrolle Aufwertungsmassnahmen Westerbach in Vordemwald/Murgenthal, Beurteilung Auswirkung Jaucheverschmutzung Sommer 09. ANL AG Natur und Landschaft, Bericht im Auftrag des Kantons Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Wald

Rosewarne, P. J.; Mortimer, R. J.G.; Dunn, A.M. (2017): Habitat use by the endangered white-clawed crayfish *Austropotamobius* species complex: a systematic review. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst., Number 418

Roth, D. (2017): Massnahmenüberprüfung für Steinkrebse Ewigkeitbach & Dorfbach Oberrüti. Bericht Kanton Aargau, Sektion Jagd und Fischerei

Streissel, F. & Hödl, W. (2002): Habitat an shelter requirements oft he stone crayfish, *Austropotamobius torrentium*. Hydrobiologica 447, 195–199

Vlach, P.; Fischer, D.; Hulec, L. (2009): Microhabitat preferences of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium*. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst., Number 394–395

Anschrift des Autors

Christian Tesini, Abteilung Wald, Jagd und Fischerei,
Entfelderstrasse 22
CH-5001 Aarau
christian.tesini@ag.ch

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 15–26, Vaduz 2018

RAINER KÜHNIS & MICHAEL KUGLER

Flusskrebsinventar des Kantons Schwyz

Rainer W. Kühnis
Geboren 1968, Mitglied des Fischereibeirats der Fürstlichen Regierung, Präsident des Fischereivereins Liechtenstein (FVL) und Leiter der Arbeitsgruppe Flusskrebse Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg (BZG). Vorstandsmitglied des internationalen Vereins forum flusskrebse.

Michael Kugler
Geboren 1962, Ing. Agr. HTL; Mitglied diverser Flusskrebs-Arbeitsgruppen (Bund, BZG, etc.). Beruflich seit vielen Jahren mit Fragen um Schutz und Bewirtschaftung von Fischen und Flusskrebsen beschäftigt.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 16
Ausgangslage 16
Einleitung 16
Bisherige Kenntnisse im Kanton Schwyz 17
Ziele 17
Methodik 18
Kartierungen 18
Flurnamen 18
Öffentlichkeitsarbeit 18
Krebspest *(Aphanomyces astaci)* 18
Ergebnisse 19
Festgestellte Arten 19
Edelkrebs *(Astacus astacus)* 19
Steinkrebs *(Austropotamobius torrentium)* 21
Kamberkrebs *(Orconectes limosus)* 23
Galizischer Sumpfkrebs *(Astacus leptodactylus)* 23
Weitere Arten in den Nachbarkantonen 23
Flurnamen 23
Empfehlungen 24
Allgemeine Massnahmen zum Schutz und Pflege des aquatischen Lebensraumes 24
Bewirtschaftungs- und Förderkonzept autochthoner Flusskrebse 24
Neuansiedelung und Wiederansiedelung 25
Nachkontrollen 25
Dank 26
Literatur 26
Anhang 26

Zusammenfassung

Die Krebsfauna des Kantons Schwyz besteht aus drei Flusskrebsarten. Darunter befinden sich mit dem Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium)* und dem Edelkrebs (*Astacus astacus)* zwei autochthone (einheimische) und dem Kamberkrebs (*Orconectes limosus)* eine allochthone (nicht einheimische) Art. Nicht mehr nachgewiesen wurde der aus Osteuropa stammende Galizische Sumpfkrebs *(Astacus leptodactylus)*, dessen Status heute unklar ist. Die in Nachbarkantonen vorkommenden Arten wie der einheimische Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes)* sowie der amerikanische Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus)* und der Rote Amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii)* konnten bisher im Kanton Schwyz nicht festgestellt werden.

Während in den letzten Jahrzehnten wie in der übrigen Schweiz auch im Kanton Schwyz mehrere Populationen einheimischer Arten verschwunden sind, hat sich der aus Nordamerika stammende Kamberkrebs ausgedehnt. Mit Ausnahme des Wägitalersees besiedelt er heute alle Seen des Kantons. Er gilt als Überträger der virulenten Krebspest, eine für einheimische Arten seuchenartige und tödliche Krankheit. Das vorliegende Inventar zeigt die aktuelle Verbreitung der Krebsarten im Kanton Schwyz und gibt Empfehlungen zum Schutz und zur Pflege des aquatischen Lebensraumes sowie zur Förderung und Wiederansiedelung der einheimischen Arten.

Ausgangslage

Einleitung

Flusskrebse sind in der Schweiz der Fischereigesetzgebung unterstellt. Sowohl das Bundesgesetz über die Fischerei vom 21. Juni 1991, SR 923.0 (BGF) als auch die dazu gehörende Verordnung SR 923.01 (VBGF) benennen Rahmenbedingungen zum Schutz, aber auch zur Nutzung der Flusskrebse und zeigen die Gefährdungssituation der einheimischen Arten auf.

Zu den drei in der Schweiz autochthonen Arten zählen der Edelkrebs (*Astacus astacus*), der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) und der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*). Edelkrebse gelten als «gefährdet» (Status 3), Dohlenkrebse und Steinkrebse als «stark gefährdet» (Status 2). Alle anderen Flusskrebsarten sind gemäss Anhang 3 VBGF allochthon und werden als unerwünschte Veränderung der Fauna angesehen.

Die konkrete Umsetzung von Schutzmassnahmen liegt weitgehend in der Zuständigkeit der Kantone.

- Gemäss Art. 10 der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF) sind die Kantone verpflichtet, für Arten mit Gefährdungsstatus 1 – 3, das heisst für Edelkrebse, Steinkrebse und Dohlenkrebse, einen Verbreitungsatlas zu erstellen.
- Art. 9a, Abs. 1 VBGF verlangt Massnahmen, um eine Ausbreitung der allochthonen Flusskrebsarten zu verhindern und deren Bestände soweit wie möglich zu entfernen.

Als Hauptursachen für die starke Bedrohungslage der einheimischen Arten sind zwei Gründe massgebend. Einerseits sind Flusskrebse auf vielfältig strukturierte sowie unbelastete Gewässer angewiesen und kommen mit den heute oft naturfremden, begradigten und monotonen Gewässerstrukturen *(Abb. 1)* sowie den chemisch oder organisch belasteten Gewässern nur sehr schlecht zurecht. Andererseits sind die einheimischen Flusskrebse meist den amerikanischen Arten unterlegen. Dies sowohl in der direkten Konkurrenz, aber vor allem auch, weil amerikanische Flusskrebse sehr oft Träger der für sie selbst relativ harmlosen Krebspest sind, während

Abb. 1 ***Für Krebse lebensfeindliches, hartverbautes Gewässer in Steinen.***

bei einheimischen Arten die Infektion mit dieser Krankheit ganze Bestände innert weniger Tage auslöschen kann.
Flusskrebse gehören zu den überwiegend im Verborgenen lebenden Tieren. Ihre Vorkommen und Verbreitung sind meist nur lückenhaft bekannt. Um die einheimischen Arten wirkungsvoll schützen zu können, müssen somit als erster Schritt die Populationen sowohl der einheimischen als auch der fremden Flusskrebsarten bekannt sein.

Bisherige Kenntnisse im Kanton Schwyz

Die gesamtschweizerische Flusskrebsfauna besteht aktuell aus sieben Arten. Im Kanton Schwyz wurden bis 2011 mit dem Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium)* und dem Edelkrebs (*Astacus astacus)* zwei autochthone und mit dem Galizischen Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus)* sowie dem aus Nordamerika stammenden Kamberkrebs (*Orconectes limosus)* zwei allochthone Arten nachgewiesen (vgl. Stucki & Zaugg 2011).
Die bis zum Jahre 2011 für den Kanton Schwyz erfassten Krebsvorkommen sind unsystematisch und lückenhaft erhoben worden. Angaben zu Bestandsentwicklungen fehlen.

Tab. 1 ***Übersicht der Flusskrebsarten im Kanton Schwyz im Jahre 2011.***

Tab	**Status**	**Vorkommen Kanton SZ, Stand 2011**
Edelkrebs *(Astacus astacus)*	autochthon, gefährdet	drei Populationen
Steinkrebs *(Austropotamobius torrentium)*	autochthon, stark gefährdet	vier Populationen
Dohlenkrebs *(Austropotamobius pallipes)*	autochthon, stark gefährdet	—
Nicht einheimische Arten		
Galizischer Sumpfkrebs *(Astacus leptodactylus)*	allochthon, Osteuropa	in zwei Seen
Kamberkrebs *(Orconectes limosus)*	allochthon, Nordamerika	in drei Seen
Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)*	allochthon, Nordamerika	—
Amerikanischer Sumpfkrebs *(Procambarus clarkii)*	allochthon, Nordamerika	—

Ziele

Mit der Realisierung eines kantonalen Flusskrebsinventars soll der gesetzliche Auftrag erfüllt werden. Folgende Teilziele wurden mit dem Projekt verfolgt:
(1) Monitoring: Abbilden der aktuellen Verbreitungs- und Bestandessituation als Grundlage für ein längerfristiges Monitoring.
(2) Artenschutz:
- Darstellen der aktuellen Verbreitung der **einheimischen Arten,** Einschätzung deren Bestandesstärken und Ausscheidung gewässersystemspezifischer Kernpopulationen sowie Empfehlungen zur Wiederherstellung ihrer Lebensräume.
- Kartierung der Vorkommen der **fremden Arten** sowie Ableiten von Zielen und Managementempfehlungen für die nächsten Jahre.

(3) Sensibilisieren der Bevölkerung, politischen Entscheidungsträgern/Innen und der Behörden für die heimischen Flusskrebsarten und deren intakten Lebensräume.
(4) Erstellen einer GIS-kompatiblen kantonalen Datenbank, als Datengrundlage zum Beispiel bei gewässerbaulichen Eingriffen.

Abb. 2 ***Chemisch oder organisch belastete Gewässer machen einheimischen Krebsen das Leben schwer.***

Abb. 3 ***Durch Medienmitteilungen und Exkursionen kann die Bevölkerung zum Thema Krebse sensibilisiert werden.***

Methodik

Kartierungen

Durch eine systematische Untersuchung der kantonalen Fliess- und Stillgewässer wurde ab Herbst 2013 bis Sommer 2015 ein Flusskrebsinventar als Basis für ein künftiges Monitoring erstellt.
Das methodische Vorgehen orientiert sich dabei in erster Linie an den Vorgaben des «Aktionsplans Flusskrebse Schweiz» (Stucki & Zaugg 2011). Den Schwerpunkt bildeten nächtliche Feldkartierungen und Begehungen der potenziellen Gewässer unter 900 m. ü. Meer jeweils im Spätsommer und Herbst. Die Datenerfassung erfolgte mittels GPS-Geräten sowie Protokollblättern und anschliessendem Übertrag in eine Datenbank. Die Gewässernamen orientierten sich dabei am webGis des Kantons Schwyz https://map.geo.sz.ch/. Gewässerbesonderheiten, die einen Einfluss auf einen Krebsbestand haben können, wie zum Beispiel ein grosser Fischbesatz oder ein hoher Grad an Versinterung, wurden ebenfalls notiert. Vorgängig erfolgten Tagesbegehungen, an denen nach Krebsspuren gesucht wurde. Vor den Feldarbeiten wurden die Gewässer unter Zuhilfenahme diverser Information wie Karten oder GIS-Informationen auf ihre Krebstauglichkeit hinsichtlich Geschiebetrieb, Verbauungsgrad sowie Temperaturregime geprüft und Abschnitte vorselektioniert *(Abb. 5).* Nebst den nächtlichen Gewässerkontrollen mit Taschenlampen wurden vereinzelt auch Krebsreusen eingesetzt *(Abb. 6).*

Flurnamen

Eine besondere Aufmerksamkeit wurde den Gewässern gewidmet, deren Namen das Wort «Krebs» beinhalten. Hierzu gehören die «Chräpsbäche» in Tuggen, Wollerau und Freienbach sowie das «Chräpsenfeld» in Sattel (Ortsnamen.Ch 2013).

Öffentlichkeitsarbeit

Durch eine Medienmitteilung am 8. Juli 2014 wurde die Öffentlichkeit mittels Radio und Zeitungen über das Thema Flusskrebse sensibilisiert und zur Meldung von bekannten Flusskrebsvorkommen oder Beobachtungen aufgerufen (Von Wattenwyl 2014).

Krebspest *(Aphanomyces astaci)*

Die Populationen des Kamberkrebses im Zuger-, Sihl-, Lauerzer-, Zürich-, und Obersee wurden in einer Studie in den Jahren 2012/2013 auf den Krebspesterreger (*Aphanomyces astaci)* untersucht (Schrimpf & Schulz 2013). Die hochinfektiöse Krankheit wurde zwar nur im Obersee nachgewiesen, kann sich aber durch Krebswanderungen jederzeit ausdehnen. Auch die Verbreitung der Krankheit über nicht desinfizierte Fischerei-, Tauch- oder Schifffahrtsutensilien stellt eine latente Gefahr für die nicht resistenten, einheimischen Arten dar.

Abb. 4 ***Die aus Nordamerika eingeschleppte Krebspest kann ganze einheimische Krebspopulationen auslöschen.***

Abb. 5 ***Bei Tagesbegehungen wurden die Gewässer auf Krebstauglichkeit untersucht und die Parameter protokollarisch festgehalten.***

Abb. 6 ***An tieferen Stellen und in Stillgewässern kamen auch Krebsreusen zum Einsatz.***

Ergebnisse

Festgestellte Arten

Insgesamt konnten im Kanton Schwyz drei Flusskrebsarten nachgewiesen werden. Während die beiden einheimischen Arten Steinkrebs und Edelkrebs je in drei Einzugsgebieten vorkommen, besiedelt der nordamerikanische Kamberkrebs die Seen von sechs Einzugsgebieten *(Abb. 7)*.

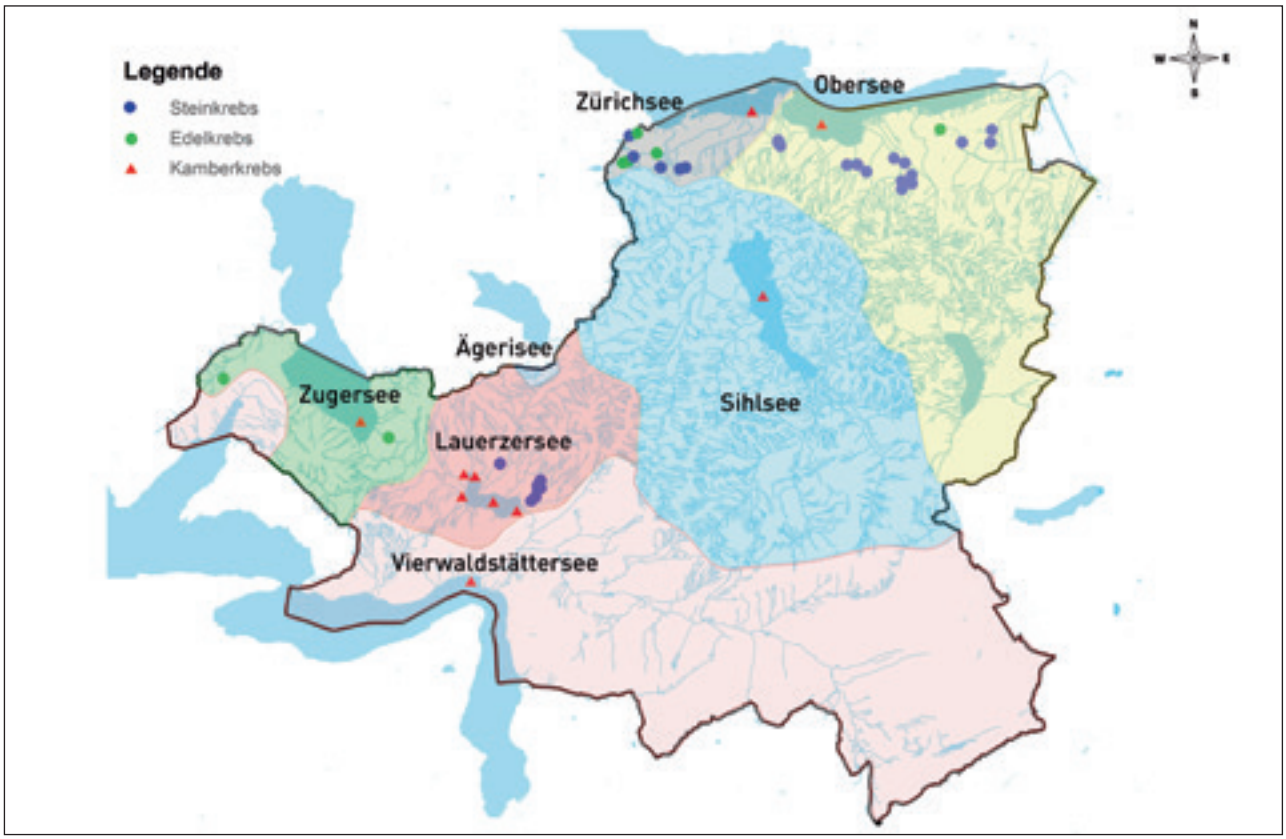
Edelkrebs *(Astacus astacus)*

Der meist braunrot gefärbte Edelkrebs ist die grösste autochthone Flusskrebsart und bewohnt mit Vorliebe erodierbare Uferbereiche von Stillgewässern und langsam fliessenden Bächen sowie Flüssen. Die Unterseiten der Scheren sind rot. Er besitzt ein zweigeteilter Augenwulst und kann eine Grösse von bis zu 18 cm erreichen.

Abb. 8 ***Edelkrebse bauen sehr gerne Höhlen in erodierbaren Uferbereichen.***

Abb. 9 ***Der Edelkrebs ist die grösste einheimische Flusskrebsart und besitzt über den Augen eine zweigeteilte Leiste*** *(Foto Rainer Kühnis & Markus Risch).*

Abb. 7 ***Die Flusskrebsbestände in den verschiedenen Einzugsgebieten des Kantons Schwyz.***



Der Edelkrebs konnte an fünf Standorten in insgesamt drei Gewässer-Einzugsgebieten nachgewiesen werden (vgl. *Tab. 2* & *Abb. 7*):

Zürichsee

- Im **Itlimoosweiher** (Freyenweijer) sowie dem daraus abfliessenden **Krebsbach** in **Wollerau** lebt eine gesunde und reproduktive Population, welche Besatzedelkrebse für künftige Wiederansiedelungsprogramme liefern könnte.
  Der Bestand im Itlimoosweiher und Krebsbach steht im direkten Zusammenhang mit der Flusskrebspopulation im obenliegenden Hüttnersee, der auf zürcherischem Kantonsgebiet liegt.
  Ein allfälliger Ausbruch der Krebspest im Hüttnersee, womit in mittelgrossen Weihern durchaus zu rechnen ist, würde sich unmittelbar auf die Flusskrebspopulation in den unterliegenden Gewässern auswirken und stellt ein latentes Risiko dar.
  Im Krebsbach leben die Edelkrebse sympatrisch mit Steinkrebsen. Wie und ob sich diese beiden Arten auch langfristig nebeneinander behaupten können, kann ein Monitoring zeigen. Ähnliche Mischbestände sind selten und es ist davon auszugehen, dass sich die beiden Arten den Lebensraum aufteilen und jeweils in ihren arttypischen Mikrohabitaten dominieren.
- Ein weiteres Edelkrebsvorkommen befindet sich im **Mülibach** in **Wollerau**, dem Grenzbach zwischen den Kantonen Schwyz und Zürich. Der Bach entwässert den auf zürcherischem Kantonsgebiet liegenden Sternenweiher, worin ein vitaler Bestand an Edelkrebsen lebt. Im Mülibach kommen ebenfalls Steinkrebse vor.
- Ehemalige Populationen auf dem Gemeindegebiet von **Freienbach** konnten nicht mehr bestätigt werden, sind aber nicht ganz auszuschliessen.

Zürich-Obersee

- Im **Teich des Golfplatzes Nuolen** in **Wangen** wurden im Frühjahr 2016 Edelkrebse nachgewiesen. Eine qualitative und quantitative Einschätzung des jungen Bestandes ist erst in einigen Jahren sinnvoll. Dann wird sich zeigen, ob und wie sich die Population in diesem künstlich angelegten Stillgewässer etabliert hat. Die Gründung von dezentralen Beständen von Edelkrebsen wird auch im Aktionsplan Flusskrebse des Bundes als Strategie und Konzept gegen die zunehmende Bedrohung durch die Krebspest propagiert.
- Im Hirschlenweiher in **Reichenburg** konnte ein ehemals vermutetes Edelkrebsvorkommen nicht bestätigt werden. Nach Auskunft der Anwohner ist der Krebsbestand vor einigen Jahren verschwunden.

Zugersee

- In der **Rigiaa** in **Arth** wurden nur wenige adulte Tiere kartiert, deren Herkunft nicht geklärt werden konnte. Das Gewässer selbst weist eine ausgeprägte Felsen- und Kiesstruktur auf und ist durch den starken Geschiebetrieb ein für Edelkrebse untypischer und ungeeigneter Lebensraum.
  Es wird vermutet, dass im Oberlauf des Gewässers eine vitale und bisher unbekannte Population von Edelkrebsen lebt – eventuell in den Teichen des Tierparkes Arth/Goldau - von wo aus Krebse flussabwärts wandern oder Jungtiere abgeschwemmt werden.
- Im **Teich des Golfplatzes** in **Küssnacht** wurde 2015 eine Edelkrebspopulation mit Besatzkrebsen aus dem Hüttnersee (ZH) gegründet. Eine qualitative und quantitative Beurteilung der aktuell noch jungen Population wird erst ab 2019 möglich sein.

Tab. 2 ***Nachgewiesene Edelkrebsbestände auf dem Kantonsgebiet Schwyz und deren Populationsstärken, angelehnt an die FFH-Einschätzung. A=stark, B=mittel, C=schwach (vgl. Berg et al. 2015).***

Einzugsgebiet	Gewässer / Gemeinde	Status	Bemerkung
Zürichsee	Itlimoosweiher und Krebsbach / Wollerau	A	Ein starker und gesunder Bestand. Im Krebsbach leben die Edelkrebse sympatrisch mit Steinkrebsen zusammen.
	Mülibach / Wollerau	A / B	Krebsbestand im Sternenweiher in Richterswil ZH sowie im abfliessenden Mülibach (Grenzbach ZH / SZ).
Zürich-Obersee	Teich des Golfplatzes Nuolen / Wangen	—	Der Bestand wurde im Jahre 2016 nachgewiesen. Eine Beurteilung kann erst ab 2019 erfolgen.
Zugersee	Rigiaa / Arth	C	Es wurden nur adulte Krebse nachgewiesen. Das Gewässer ist für Edelkrebse untypisch (nur Fels und Grobkies, sehr starker Geschiebetrieb). Der Bestand wird als kaum überlebensfähig beurteilt.
	Teich des Golfplatzes / Küssnacht	—	Der Bestand wurde im Jahre 2015 mit Besatzkrebsen aus dem Hüttnersee (ZH) gegründet. Eine qualitative Beurteilung wird erst ab 2019 möglich sein.

Steinkrebs *(Austropotamobius torrentium)*

Der Steinkrebs wird in Regel kaum grösser als 8 cm und ist braun bis oliv gefärbt, kann aber auch leichte Farbtöne von türkis bis blau aufweisen. Seine Scherenunterseiten sind beige und der Körper besitzt, abgesehen von den Scheren, keine Körnung. Er bewohnt hauptsächlich Fliessgewässer bis zu einer Höhe von 900 m ü. M.

Der Steinkrebs stellt im Kanton Schwyz die häufigste einheimische Flusskrebsart dar. Vitale Populationen konnten noch in den drei Gewässereinzugsgebieten Lauerzersee, Zürich-Obersee und Zürichsee nachgewiesen werden (vgl. *Tab. 3 & Abb. 7)*.

Zürichsee

- In den **Oberläufen vom Eulenbach** (Sarenbach) in **Feusisberg** konnten mehrere Steinkrebsbestände kartiert werden. Die einzelnen Vorkommen sind trotz einer nachgewiesenen erfolgreichen Reproduktion fragil und potentiell bedroht. Einerseits handelt es sich teils um kleine und räumlich stark eingegrenzte Bestände auf Strecken bis maximal 50 m, anderseits sind sie nicht mehr miteinander vernetzt. Nach dem Erlöschen eines Bestandes ist eine selbstständige Wiederbesiedlung praktisch ausgeschlossen. Um die Vorkommen zu stärken, sollte in diesen Kleinstbächen dringend auf den Besatz mit Bachforellen verzichtet werden.
- Im **Krebsbach** in **Wollerau** besiedelt der Steinkrebs zusammen mit dem Edelkrebs das gleiche Fliessgewässer. Bezüglich dieses sympatrischen Vorkommens sei auf die beim Edelkrebs gemachten Bemerkungen verwiesen.
- Im **Mülibach** in **Wollerau**, dem Grenzgewässer zwischen den Kantonen Schwyz und Zürich, leben Steinkrebse zusammen mit den Edelkrebsen in den gleichen Gewässerabschnitten (Rolf SCHATZ, pers. Mitt.).

Abb. 10 ***Der Rumpf des Steinkrebses weist im Gegensatz zu seinen Scheren keine Körnung auf.***

Tab. 3 ***Die Steinkrebspopulationen sowie deren Populationsstärken nach FFH-Einschätzung. A=stark, B=mittel, C=schwach (vgl. Berg et al 2015).***

Einzugsgebiet	Gewässer / Gemeinde	FFH Status	Bemerkung
Zürichsee	Saren- oder Eulenbach / Feusisberg	B/C	div. kleine Seitenbäche im Oberlauf.
	Krebsbach / Wollerau	A	Im Oberlauf Weiher mit starkem Edelkrebsbestand. Steinkrebse leben im Bach sympatrisch mit Edelkrebsen.
	Mülibach / Wollerau	B	Steinkrebse besiedeln zusammen mit Edelkrebsen denselben Bachabschnitt.
Zürich-Obersee	Innerhalb dieses Gewässereinzugsgebietes konnten mehrere Bestände mit teils ausgedehnten und vitalen Populationen nachgewiesen werden.		
	Mosenbach / Galgenen	A	Auch in den kleinen Seitengewässern konnten Steinkrebse nachgewiesen werden.
	Chälen- und Chatzenbach / Altendorf	B	
	Tal- und Chräpsbach / Altendorf / Freienbach	A	
	Chräpsbach / Tuggen	B	Innerhalb des Einzugsgebietes Zürich-Obersee wurden drei kleine Bestände entdeckt. Sie sollten als eigene Managementeinheit betrachtet werden.
Lauerzersee	Gründelisbach / Schwyz	A	Der Bach ist stark fragmentiert, eine Vernetzung ist nur sehr beschränkt gegeben. Seit 2015 fehlen Nachweise.
	Chäppelibach / Steinen	C	Bestand scheint im Jahre 2013 aus unbekannten Gründen ausgestorben (Jauchevereinigung scheint am plausibelsten). Er konnte im Rahmen des Inventars nicht mehr festgestellt werden.
Ägerisee	Ein ehemaliges Vorkommen im Trombach auf dem Gemeindegebiet von Sattel konnte nicht mehr bestätigt werden; eine Nachkontrolle wird empfohlen.		
Zugersee	Im Aahusbach in Küssnacht kamen vor einigen noch Flusskrebse vor. Trotz intensiver Suche an mehreren Stellen konnten keine Krebse mehr nachgewiesen werden.		

Zürich-Obersee

- Das grösste zusammenhängende Steinkrebsvorkommen im Kanton Schwyz befindet sich im **Mosenbach** sowie in mehreren seiner Seitenbächen im Raum **Galgenen**.
- Aber auch im **Chälen- und Chatzenbach** in **Altendorf** sowie im C**hräps- und Talbach** in **Freienbach** leben schöne und vitale Populationen.
- **Im Chräpsbach** sowie zwei weiteren Gewässeroberläufen in **Tuggen** konnten Populationen nachgewiesen werden. Die einzelnen Bestände sind isoliert und verletzlich, respektive nur über die meliorierten und für Steinkrebse lebensfeindlichen Entwässerungsgräben der Linthebene miteinander vernetzt. Ein natürlicher Genfluss zwischen den Populationen findet seit längerem nicht mehr statt und eine eigenständige Wiederbesiedlungen anderer Bachoberläufe ist ebenfalls praktisch ausgeschlossen.
  Diese Bäche wurden einst sehr wahrscheinlich über die Linth besiedelt. Es ist deshalb angebracht, die Steinkrebspopulationen in **Tuggen** als eine eigenständige Managementeinheit zu betrachten.

Lauerzersee

Bis 2013 konnten noch zwei Vorkommen im Einzugsgebiet des Lauerzersees nachgewiesen werden. Die beiden Populationen im Chäppelibach in **Steinen** und im Gründelisbach in **Schwyz** sind isoliert und nicht mehr miteinander verbunden.

- Im Herbst 2012 wurden im **Chäppelibach** in **Steinen** diverse Steinkrebse unterschiedlicher Altersklassen festgestellt und fotografiert. Bereits im August 2013 konnten dann aber anlässlich diverser Tages- und auch Nachtbegehungen keine Steinkrebse mehr nachgewiesen werden. Die Steinkrebse im Chäppelibach sind im Zeitraum 2012-2013 ausgestorben. Die Gründe sind unbekannt, am wahrscheinlichsten erscheint eine Vergiftung durch Gülle.
- Der **Gründelisbach** in **Schwyz** weist einen schönen Bestand auf. Der Bach ist vor allem im oberen Bereich durch diverse künstliche Abstürze und Wehre sehr stark fragmentiert, sodass Krebswanderungen innerhalb des Baches und allfällige Wiederbesiedlungen krebsleerer Bachabschnitte bachaufwärts nicht oder nur sehr eingeschränkt erfolgen können.
- In den leicht eutrophierten Wiesenbächen im **Chräpsenfeld** in **Sattel** konnten keine Krebse mehr nachgewiesen werden.

Ägerisee

Im Oberlauf des **Trombachs** in der Gemeinde **Sattel** kamen vor ca. 10 Jahren noch Flusskrebse vor. Aufgrund der Gewässermorphologie und Typologie ist zu vermuten, dass es sich um Steinkrebse handelte. Anlässlich aktueller Kontrollen konnten keine Krebse mehr nachgewiesen werden. Dies, obwohl das Gewässer nach wie vor eine intakte Morphologie aufweist und als für Steinkrebse geeigneter Lebensraum beurteilt wird. Diesbezüglich werden nochmalige genauere Abklärungen und ein eventuell nachgelagerter Wiederbesatz empfohlen.
Innerhalb des Einzugsgebiets des Ägerisees, welcher in der Zuständigkeit des Kantons Zug liegt, sollte nur autochthones Besatzmaterial verwendet werden. In Oberägeri (ZG) liegt einer der zehn Steinkrebs-Genpools von nationaler Bedeutung.

Zugersee

Noch vor wenigen Jahren wurden im Aahusbach in **Küssnacht** gemäss Aussagen der Fischereiverwaltung Krebse nachgewiesen. Die genaue Art ist nicht bekannt, aufgrund der Gewässermorphologie und Typologie ist davon auszugehen, dass es sich um Steinkrebse handelte. Trotz intensiver Tages- und Nachtbegehungen konnte das Vorkommen nicht mehr bestätigt werden.
In Zusammenarbeit mit dem benachbarten Kanton Zug ist ein Wiederbesatz mit autochthonen Steinkrebsen aus dem Einzugsgebiet des Zugersees zu prüfen und gegebenenfalls durchzuführen.

Abb. 11 ***Mit Wehren verbaute Teilstrecke des Mosenbachs in Galgenen.***

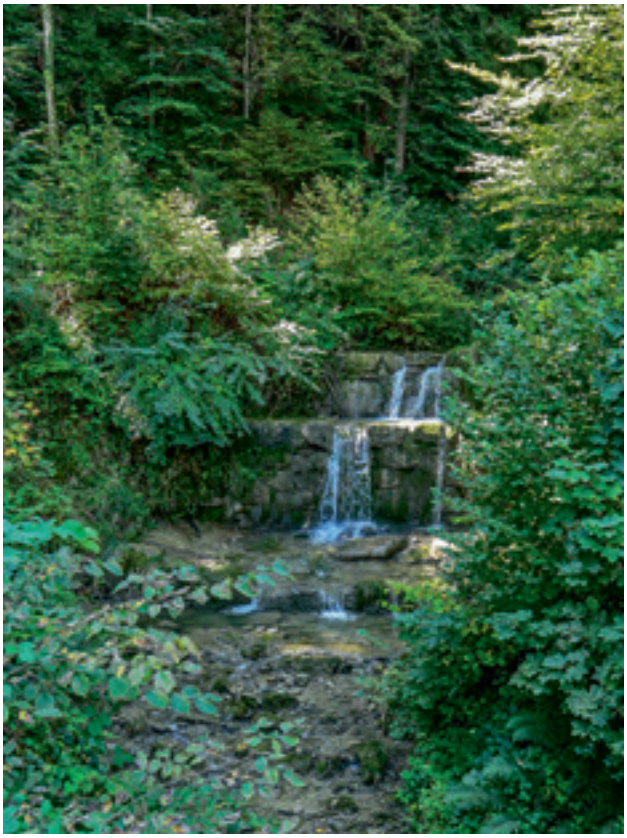


Abb. 12 ***Strukturreicher Abschnitt im Oberlauf des Gründelisbachs in Schwyz.***

Kamberkrebs *(Orconectes limosus)*

Der aus Nordamerika stammende oliv-braune Kamberkrebs besiedelt Stillgewässer und zähfliessende Kanäle. Er wird maximal 12 cm gross und hat auf den Wangen eine starke Bedornung. Die Scherenspitzen sind orange und der Hinterleib ist mit dunkelroten Querbinden versehen.
Der Kamberkrebs besiedelt mit Ausnahme des Wägitalersees alle grösseren Seen des Kantons. Da die Art immun gegen die ebenfalls aus Nordamerika stammende virulente Krebspest ist, gilt er als Überträger dieser für einheimische Arten bestandesbedrohenden Krankheit.

Tab. 4 ***Der Kamberkrebs besiedelt mit Ausnahme des Wägitalersees alle grösseren Seen des Kantons Schwyz.***

Stillgewässer	Bemerkung
Sihlsee	Flächendeckender Bestand.
Zürichsee	Nachweise im Uferbereich.
Zürich-Obersee	Nachweise im Uferbereich, Krebspestnachweis.
Vierwaldstätter-see	Erstbeobachtung im Mündungsbereich der Muota (Kuno Von Wattenwyl, pers. Mitt.).
Zugersee	Vorkommend (vgl. INFO FAUNA 2016)
Lauerzersee	Flächendeckender Bestand.

Abb. 13 ***Typisch für den Kamberkrebs sind die Dornen auf den Wangen, die orangen Scherenspitzen sowie die dunkelroten Querbinden auf dem Hinterleib.***

Galizischer Sumpfkrebs *(Astacus leptodactylus)*

Die einstigen Nachweise der aus Osteuropa stammenden Art in den Uferbereichen des Zugersees und des Zürichsees (vgl. Stucki & Zaugg 2011) konnten nicht mehr bestätigt werden, Restvorkommen sind nicht ganz auszuschliessen aber jedoch unwahrscheinlich, da sich in den Seen zwischenzeitlich amerikanische Flusskrebse ausgebreitet und etabliert haben.
Der Galizische Sumpfkrebs ist wie die anderen europäischen Arten nicht immun gegen die tödliche Krankheit Krebspest, welche im Zürich-Obersee 2013 nachgewiesen wurde (vgl. Kapitel Krebspest).

Weitere Arten in den Nachbarkantonen

In den benachbarten Kantonen existieren Populationen von drei weiteren Flusskrebsarten, welche im Kanton Schwyz nicht nachgewiesen wurden.
Nebst dem einheimischen Dohlenkrebs, dessen Verbreitungsgebiet im Kanton Tessin, im Kanton Graubünden, dem Fürstentum Liechtenstein (vgl. Kühnis 2014) und der westlichen Schweiz bis hin zu den Kantonen Aargau und Zürich liegt, sind dies die beiden nordamerikanischen Arten Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)* und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs *(Procambarus clarkii)*. Beide amerikanischen Arten sind sehr aggressiv, stark invasiv und können Überträger der Krebspest sein. Beide Arten sind im Kanton Zürich nachgewiesen, teilweise sogar bereits im Zürichsee selber.

Flurnamen

Ausser im «Chräpsenfeld» in Sattel konnten in allen urkundlich erwähnten Gewässern mit dem Wortstamm «Krebs» im Namen Flusskrebspopulationen nachgewiesen werden. Dazu gehören die «Chräpsbäche» in Tuggen und Wollerau und der «Chräpsenbach» in Freienbach.
Zu welchem Zeitpunkt und aus welchen Ursachen die Krebspopulation in den heute leicht eutrophierten Wiesenbächen des «Chräpsenfelds» in Sattel erloschen ist, konnte nicht eruiert werden.

Abb. 14 ***Die Bestände des Galizischen Sumpfkrebses im Zugersee und Zürichsee dürften erloschen sein.***

Empfehlungen

Allgemeine Massnahmen zum Schutz und zur Pflege des aquatischen Lebensraumes

Krebse reagieren auf Pestizid- und Gülleeintragungen sehr empfindlich. Mit dem Erhalt sowie der Förderung von extensiv genutzten Flächen entlang der Gewässer kann das Einleiten von landwirtschaftlichen Schadstoffen reduziert werden. Diesbezüglich ist ebenfalls ein besonderes Augenmerk auf allfällige Drainagen zu richten.

Durch die Schaffung einer Abfolge von schnellfliessenden und strömungsärmeren, tieferen Bereichen bei Gewässerrevitalisierungen sowie dem Einbringen von Totholz können bestehende Krebsgewässer aufgewertet werden. Krebse bevorzugen eine hohe Strukturvielfalt und legen gerne ihre Wohnhöhlen in erodierbaren Bereichen an.

Bei der Böschungspflege von Krebsgewässern ist Wert darauf zu legen, dass das Mähen und Entfernen der Vegetation abschnittsweise und nicht vollständig geschieht. Ebenfalls sollte eine deckungsreiche Böschungswulst im Bereich der Wasserlinie gefördert und erhalten werden.

Wenn immer möglich, sind gewässerbauliche Eingriffe und Unterhaltsarbeiten nur in Begleitung mit Fachpersonen durchzuführen. Vor grösseren Baggerarbeiten im Gewässerbereich sollten Krebse abgefangen und für einen Wiederbesatz zwischengehältert oder umgesiedelt werden.

Bewirtschaftungs- und Förderkonzept autochthoner Flusskrebse

In den letzten Jahren wurden diverse Untersuchungen zur Genetik der Flusskrebse, insbesondere zu den Verwandtschaftsbeziehungen verschiedener Steinkrebspopulationen durchgeführt (Vorburger & Alder 2017). Steinkrebse sind standorttreu und gelten als nicht sehr mobil. Es ist deshalb nicht erstaunlich, dass sie, ähnlich wie schwimmschwache Fischarten, ausgeprägte lokale Anpassungen zeigen und die einzelnen Steinkrebsbestände voneinander genetisch unterschiedlich sind. Dies ist bei Schutz- und Fördermassnahmen zu berücksichtigen. Es ist deshalb empfehlenswert, die natürlichen Gewässersysteme, im Kanton Schwyz sind dies die Seeeinzugsgebiete, als Managementeinheiten anzusehen und wenn immer möglich Krebsbesätze und -umsiedlungen sowie Zuchtmassnahmen nur mit Steinkrebsen aus und innerhalb der entsprechenden Managementeinheit zu tätigen. Im Gegensatz zu den Stein- und Dohlenkrebsen wurden wahrscheinlich die meisten der heute noch existierenden Edelkrebsvorkommen durch anthropogene Translokation gegründet. Entsprechend können die Edelkrebs-Managementeinheiten grossräumiger definiert werden. Für den Kanton Schwyz werden diesbezüglich die beiden Gewässersysteme Limmat (Zürichsee) und Reuss (Zuger-, und Vierwaldstättersee) als Managementeinheiten unterschieden (vgl. Stucki & Zaugg 2006).

Abb. 15 ***Durch Schaffung von Tiefen- und Breitenvarianz sowie Einbringen von Totholz können monotone Krebsbäche aufgewertet werden.***

Die aktuell im Kanton Schwyz vorhandenen Steinkrebsvorkommen in den Einzugsgebieten des Lauerzersees sowie im Zürichsee und Zürich-Obersee sind meist isolierte Bestände. Ihr Lebensraum ist stark fragmentiert. Die Populationen sind klein und vielfach untereinander nicht mehr miteinander vernetzt. Dies birgt diverse potenzielle und konkrete Risiken sowie Probleme. Eine natürliche Ausbreitung oder auch Wiederbesiedelungen nach einem Totalausfall eines Bestandes durch eine Gewässerverschmutzung oder durch die Krebspest ist kaum mehr möglich.

Eine Fragmentierung bedeutet auch, dass kein genetischer Austausch mehr möglich ist. Die Bestände verlieren dadurch mittelfristig an «Fitness» und sind nicht mehr oder nur noch eingeschränkt in der Lage, sich an sich ändernde Umwelteinflüsse anzupassen. Diese Problematik ist umso ausgeprägter, je isolierter und kleiner eine Population ist.

Die bekannten Vorkommen des Steinkrebses liegen sehr häufig in den Mittel- oder Oberläufen der Bäche. Die unteren Bachabschnitten und deren Seemündungsbereiche sind mehrfach von den aus Nordamerika stammenden Kamberkrebsen besiedelt oder werden von diesen voraussichtlich in absehbarer Zeit bevölkert. Die Durchwanderbarkeit der Seen zur Ausbreitung in andere Bachsysteme ist deshalb für die einheimischen Krebse oft nicht mehr möglich. Das Verschwinden eines autochthonen Krebsbestandes ist dann endgültig, auch wenn der Lebensraum krebstauglich ist oder nach Renaturierungen für Flusskrebse wieder geeignet wäre. Vor diesem Hintergrund sind ein Management zum Schutz und ein aktives Handeln zur Förderung und Erhaltung der letzten Steinkrebsbestände dringend notwendig und unumgänglich.

Nachfolgend werden in Anlehnung an den vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) herausgegebenen Aktionsplan Fusskrebse Schweiz (Stucki & Zaugg 2011) wichtige Empfehlungen formuliert, welche ebenfalls in zukünftige Gewässerentwicklungsplanungen aufgenommen werden sollten:

Ausscheiden von mindestens zwei **Kernpopulationen** pro Gewässereinzugsgebiet. Jedes Gewässereinzugsgebiet ist dabei als eine Managementeinheit zu betrachten.

– Bei den Steinkrebsen des Einzugsgebiets Zürich-Obersee wird eine Unterscheidung und Unterteilung in die zwei Managementeinheiten «direkte Zürich-Obersee-Zuflüsse» und Tuggen/Linthgebiet propagiert.

Erarbeiten von spezifischen **Schutz- und Managementplänen** für jedes Einzugsgebiet. Diese sollten folgende Punkte beinhalten:

- Periodische Überwachung und Monitoring zur Ermittlung der Stärke und Ausdehnung einer Population.
- Schaffung von Replikatpopulationen in nahegelegenen und geeigneten Bächen.
- Wiederbesatz von Gewässern wenn möglich nur mit Krebsen aus der gleichen Managementeinheit zum Erhalt der ursprünglichen lokalen Genetik.
- Krebsfreundliche Renaturierungen und Revitalisierungen.
- Bauliche Massnahmen zur Verhinderung der Einwanderung der amerikanischen Arten aus den Seen in die Krebsbäche (Krebsschutz versus Fischdurchgängigkeit).

Gewässerschutz sowie vertiefte **Risikoprüfungen** im Einzugsgebiet bezüglich Einleitungen von Schadstoffen durch die Industrie und Landwirtschaft.

Überprüfung und wenn nötig Anpassung der bisherigen **fischereilichen Nutzung**. Dies bedeutet einerseits den Verzicht auf Raubfische in Teichen und Weihern mit Edelkrebsvorkommen und anderseits die Reduktion der Prädation durch Salmoniden in Bächen mit Steinkrebsvorkommen. Die sehr kleinen Bachoberläufe sind für Bachforellen von Natur aus meist nicht optimal und sollten den Steinkrebsen und anderen angepassten aquatischen Bewohnern wie zum Beispiel Feuersalamandern und deren Larven vorbehalten bleiben.

- Verzicht auf Nutzung der Krebsbäche als Aufzuchtgewässer für Bachforellen.
- Kein oder nur ein sehr zurückhaltender und schonender Einsatz der Elektrofischerei in Krebsgewässern.

Gezielte **Öffentlichkeitsarbeit** sowie Sensibilisierung und Kontaktaufnahme mit den direkt betroffenen Personen in Gemeinden, Bauverwaltungen, Fischerei und Landwirtschaft.

Neuansiedelung und Wiederansiedelung

Das Wiederansiedeln von Krebsen in ehemaligen Flusskrebsgewässern ist unter bestimmten Voraussetzungen möglich und im Sinne einer Artenförderung zu prüfen. Es bedarf dabei im Vorfeld an einigen Abklärungen. Zum einen sollte die Ursache für das einstige Erlöschen des Krebsbestandes bekannt und zwischenzeitlich beseitigt sein, und zum anderen müssen die für Krebse wichtigen Parameter wie zum Beispiel Temperaturregime, Strukturvielfalt sowie die Wasserqualität stimmen. Mittels Umwelt-DNA (eDNA) kann ein Gewässer vor einem Besatz auf fremde Arten sowie Krankheiten überprüft werden. Letzteres ist dann zu empfehlen, wenn ein ehemaliger Bestand durch die Krebspest ausgelöscht wurde. Vor einer Neuansiedelung in einem Gewässer sollten die gleichen Abklärungen wie bei einer Wiederansiedelung in einem ehemaligen Krebsgewässer gemacht werden. Ein besonderes Augenmerk ist dabei auf die Beschaffenheit des Gewässers aber auch auf das Temperaturregime, den Grad an Versinterung sowie den Geschiebetrieb zu legen.

Um die Prädation auf die Krebse in der Anfangsphase möglichst klein zu halten, sollte ein allfälliger Bachforellenbestand vor dem Besatz minimiert oder möglichst entfernt werden.

Die idealen Besatzmassnahmen fallen je nach Gewässer und Fragestellung unterschiedlich aus. Sie sind stets unter Miteinbezug von Fachleuten zu planen und durchzuführen sowie mittels Erfolgskontrollen zu überprüfen. Beim Besatz ist ein spezielles Augenmerk auf die Herkunft, das Alter, das Geschlechterverhältnis sowie die Menge zu legen. Ein Besatzprogramm für Steinkrebse könnte zum Beispiel wie folgt aussehen: Ein jährlicher Besatz im Spätherbst mit mindestens 25-50 begatteten oder sogar bereits eiertragenden Weibchen während drei Jahren, im zweiten und dritten Jahr ergänzt durch je mindestens 25-50 subadulte und adulte Männchen.

Nachkontrollen

Neben dem laufenden Bestandesmonitoring der bekannten Vorkommen werden Nachkontrollen mit den angegebenen Fragestellungen für folgende Gewässer empfohlen:

- Ibach und dessen Seitenbäche in **Schwyz**: Leben in einem Abschnitt dieses Gewässers eventuell doch noch Steinkrebse oder ist der Bach anderenfalls für eine Ansiedelung geeignet?
- Trombach in **Sattel**: Existiert eventuell heute noch ein Vorkommen des Steinkrebses im Oberlauf?
- Gründelisbach in **Schwyz**: Wie hat sich der Steinkrebsbestand im ganzen Gewässerlauf entwickelt? (Es fehlen Nachweise seit 2015)
- Chäppelibach in **Steinen**: Sind die Steinkrebse seit 2013 wirklich ausgestorben?
- Oberlauf der Rigiaa in **Arth**. Woher stammen die adulten Edelkrebse? Gibt es im Oberlauf ein Vorkommen, zum Beispiel in einem Teich des Tierparks Arth/Goldau?
- Teiche in den Golfplätzen Nuolen **Wangen** und bei **Küssnacht**: Wie haben sich die Edelkrebsbestände weiter entwickelt? Eine Kontrolle ist ab 2019 sinnvoll.

Abb. 16 ***Negatives Beispiel eines Unterhalts: Durch das Mähen der ganzen Böschung fehlt es den Krebsen an Deckung.***

Dank

Ein herzliches Dankeschön geht an Markus Risch, der an zahlreichen Feldkartierungen mitgewirkt hat. Ebenfalls gebührt ein grosser Dank den Fischereiaufsehern Josef Kälin und André Dettling, die ihr Wissen rund um die Flusskrebse im Kanton Schwyz mit den Autoren teilten und ebenfalls an zahlreichen Feldarbeiten mitwirkten. Für die Aufbereitung der Verbreitungskarte geht ein ganz besonderes «Merci beaucoup» an Remo Bianchi (Amt für Natur, Jagd und Fischerei). Ebenfalls geht unser Dank an Rolf Schatz sowie Nicola Rhyner, die Auskünfte über Krebsbestände im grenznahen Kanton Zürich lieferten und an Rudolf Staub für die redaktionelle Betreuung dieser Arbeit. Und zu guter Letzt ein grosses Dankeschön an Kuno von Wattenwyl (ANJF), der an den meisten Begehungen dabei war und diese Arbeit auch administrativ unterstützte.

Literatur

Berg, T., Chucholl, C., Dussling, U., Effenberger, M., A. Lux, C. Mayr & A. Pelzer (2015): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Bewertungsbögen der Flusskrebse als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bundesamt für Naturschutz (BfN) und Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (HRSG), 2. Überarbeitung 19.8.2015, 7 S.

Info Fauna (2017): Verbreitungskarte des Kamberkrebses in der Schweiz. Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF/CSCF). https://lepus.unine.ch/carto/index.php?nuesp=14504&rivieres=on&lacs=on&hillsh=on&year=1990

Jean-Richard, P. (2013): Krebspesterhebung in der Schweiz – Kampagne 2012. Bundesamt für Umwelt, 3003 Bern: 13 S.

Kühnis, R. (2014): Zur Verbreitungsgeschichte der Flusskrebse (Astacoidea) in der Region Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein- Sarganserland -Werdenberg, 9494 Schaan, 38: S. 93–114.

Ortsnamen.Ch (2013): www.ortsnamen.ch. Datensatznummer 16007326 (Chräpsenfeld, Sattel SZ), Datensatznummer 16008408 (Chräpsbach, Wollerau SZ), Datensatznummer 16006126 (Chräpsbach, Tuggen SZ) & Datensatznummer 16008190 (Chräpsenbach, Freienbach SZ).

Schrimpf, A. & Schulz, R. (2013): Nachweis des Krebspesterregers mittels molekulargenetischer Methode. Ergebnisse zur Untersuchung der Flusskrebspopulationen auf den Erreger der Krebspest im Kanton Schwyz. Schreiben der Universität Koblenz-Landau an das Amt für Natur, Jagd und Fischerei vom 29.5.2013. 1 S.

Stucki, P. & Zaugg, B. (2005): Decapoda Atlas. In Fauna Helvetica, Bd. 15. Centre Suisse de cartographie de la Faune - Schweizerische Entomologische Gesellschaft, CH-2000 Neuchâtel. S. 56.

Stucki, P. & Zaugg, B. (2006): Nationaler Aktionsplan Flusskrebse, Bundesamt für Umwelt, Bern (BAFU): 40 S.

Stucki, P. & Zaugg, B. (2011): Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1104: 61 S.

Stucki, T. & Jean-Richard, P. (1999): Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz, Mitteilungen zur Fischerei, Nr. 65, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): 42 S.

Von Wattenwyl, K. (2014): Krebspestfälle – auch im Kanton Schwyz? Medienmitteilung des Umweltdepartements des Kantons Schwyz vom 8.7.2014 (ANJF): 1 S.

Vorburger, C. & Alder, L. (2017): Die genetische Populationsstruktur des Steinkrebses *(Austropotamobius torrentium)* in der Region des Tannenbergs, Kanton St. Gallen. EAWAG aquatic research, Abteilung Gewässerökologie, Dübendorf: 8 S.

Wendlinger C. & Kühnis, R. (2015): Monitoringbericht zu heimischen Flusskrebsen im «Chräbsbach» Wollerau (SZ). 21 S.

Anschrift der Autoren

Rainer W. Kühnis
Jägerweg 5
LI-9490 Vaduz

Michael Kugler
Lukasstrasse 34a
CH-9008 St. Gallen

Anhang

Tab. 5. ***Nachgewiesene Flusskrebsvorkommen im Kanton Schwyz. Die exakten Koordinaten sowie 143 Gewässerabschnitte ohne Krebsnachweise liegen dem Amt für Natur, Jagd und Fischerei (ANJF) vor und werden an dieser Stelle nicht publiziert.***

Einzugsgebiet Managementeinheit	Gewässername	Gemeinde	Art
Zürichsee	Krebsbach	Wollerau	Edelkrebs
Zürichsee	Itlimoosweiher (Freyenweijer)	Wollerau	Edelkrebs
Zürichsee	Mülibach	Wollerau	Edelkrebs
Zürich-Obersee	Golfplatz Nuolen Teich	Wangen	Edelkrebs
Zugersee	Rigiaa	Arth	Edelkrebs
Zugersee	Golfplatz Teich	Küssnacht	Edelkrebs
Zürichsee	Sarenbach-Oberläufe	Feusisberg	Steinkrebs
Zürichsee	Krebsbach	Wollerau	Steinkrebs
Zürichsee	Mülibach	Wollerau	Steinkrebs
Zürich-Obersee	Mosenbach	Galgenen	Steinkrebs
Zürich-Obersee	Chälenbach und Chatzenbach	Altendorf	Steinkrebs
Zürich-Obersee	Talbach / Chräbsbach / Lüsibach	Altendorf / Freienbach	Steinkrebs
Tuggen / Linthgebiet	Chrebsbach, etc.	Tuggen	Steinkrebs
Lauerzersee	Gründelisbach-Rätigsbach	Schwyz	Steinkrebs
Lauerzersee	Chäppelibach	Steinen	Steinkrebs 2013 wahrscheinlich ausgestorben
Lauerzersee	Lauerzersee	Steinen / Lauerz	Kamberkrebs
Lauerzersee	Dorfbach Lauerz unten	Lauerz	Kamberkrebs
Zürichsee	Zürichsee	Pfäffikon	Kamberkrebs
Sihlsee	Ganzer See	Einsiedeln	Kamberkrebs
Obersee	Uferbereiche	Altendorf	Kamberkrebs
Zugersee	Gemäss CSCF	Arth	Kamberkrebs
Vierwaldstättersee	Mündungsbereich Muota	Ingenbohl	Kamberkrebs

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 27–32, Vaduz 2018

CHRISTINA WENDLINGER

Monitoring heimischer Flusskrebse im «Chräbsbach» Wollerau (SZ)

Christina Wendlinger
Geboren 1984. 2003–2011 Bachelorstudium der Biologie und anschliessendem Masterstudium der Ökologie Schwerpunkt Gewässerökologie an der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck, Österreich. Projektmitarbeiterin/Praktikantin Abteilung Wasserwirtschaft Amt für Umweltschutz, Vaduz, Liechtenstein. Flussexkursionsleiterin für die Abteilung Wasserwirtschaft Vorarlberg und die Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA).

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie wurde im Oktober 2015 am Krebsbach in Wollerau (SZ) durchgeführt, um die Auswirkungen von gezielten Renaturierungsmassnahmen auf ein seit dem vorletzten Jahrhundert nachweisliches Krebsvorkommen zu dokumentieren. Im Rahmen von zwei Begehungen innerhalb von 12h wurde zuerst in drei Teilabschnitten (Unterlauf, revitalisierte Strecke, Oberlauf) entlang eines Transektes von gesamt 160 Metern alle 25 Meter eine Reuse (gesamt 4 pro Abschnitt) ausgelegt und zu späterem Zeitpunkt geleert und die darin befindlichen Krebse dokumentiert. Zudem wurden bei beiden Begehungen Krebse mit einer Körperlänge über 4 cm auf Sicht dokumentiert. Die erzielten Ergebnisse der einzelnen Teilstrecken variieren sehr stark und spiegeln somit auch deren stark divergierende ökologische Ausprägung wieder.
Im Projektgebiet dieser Studie konnte nach Sichtung und Auswertung aller Daten ein syntopes Vorkommen von zwei heimischen Flusskrebsarten, dem Stein- und Edelkrebs festgestellt werden.

Einleitung

Flusskrebse sind überwiegend nachtaktiv und daher ein eher unbekannter Bewohner der heimischen Gewässer. Sie waren in nahezu allen Bächen, Teichen, Seen und Flüssen von der kollinen bis in die hochmontane Stufe beheimatet; stellten somit einen Indikator für intakte Gewässerökosysteme dar. Krebse wurden in früheren Zeiten in erster Linie für Konsumzwecke gefangen, spielten aber vor Jahrhunderten auch in der Mythologie und Volksmedizin eine scheinbar wichtige Rolle. Flusskrebse galten als Delikatesse und waren dem Adel und Klerus vorbehalten. Der unerlaubte Fang von Flusskrebsen wurde sogar unter Strafe gestellt.
In den letzten 150 – 200 Jahren hat sich durch den Einfluss des Menschen auf die Gewässer und somit den Lebensraum

der Flusskrebse ein drastischer Wandel vollzogen. Gewässerverbauung, -regulierung und auch die ansteigende Verschmutzung der Gewässer haben die Flusskrebse in der Schweiz stark dezimiert, gebietsweise sogar zu Grunde gerichtet (Stucki P, Zaugg B., 2006/2011 Nationaler Aktionsplan Flusskrebse). In jüngster Zeit tauchte eine neue Bedrohung für die bereits stark geschwächten heimischen Flusskrebspopulationen auf; durch den Besatz allochthoner Arten in heimischen Gewässern wurde die Krebspest eingeschleppt. Diese Neozoen (Signalkrebs, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs, Kamberkrebs und der Galizierkrebs) sind nicht nur resistent gegen die Krebspest, sondern auch weitaus konkurrenzstärker und verdrängten die heimischen Arten. Geblieben sind isolierte Habitate mit kleinen Flusskrebspopulationen, welche nun mit gezielten Massnahmen geschützt und gefördert werden. Von den heute in der Schweiz verbreiteten sieben Flusskrebsarten, gelten nur Edelkrebs *(Astacus astacus)*, Steinkrebs *(Austropotamobius torrentium)* und Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes)* als einheimisch. Laut der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (vom 24. November 1993, Stand 1. Jänner 2018) gelten der Steinkrebs und der Dohlenkrebs als stark gefährdete Arten. Der Edelkrebs zählt zu den gefährdeten Arten der Schweiz.
Kantone und Bund übernehmen in der Schweiz gemeinsam die Aufgabe zur Überwachung und Erhaltung der Flusskrebse. Im nationalen Fischereigesetz (Artikel 5 VBGF) ist der jeweilige Gefährdungsstatus für die einheimischen Krebsarten definiert. Um die prekäre Situation der Flusskrebse in den Griff zu bekommen, wurde im Jahr 2011 vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) ein Aktionsplan mit gezielten Massnahmen und Instrumenten zur Artenförderung veröffentlicht (Aktionsplan Flusskrebse Schweiz, Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs, BAFU , Stucki P., Zaugg B., 2011)

Abb. 1 ***Übersichtskarte des Projektgebiets mit dem Verlauf des Krebsbachs und den drei Teilabschnitten***

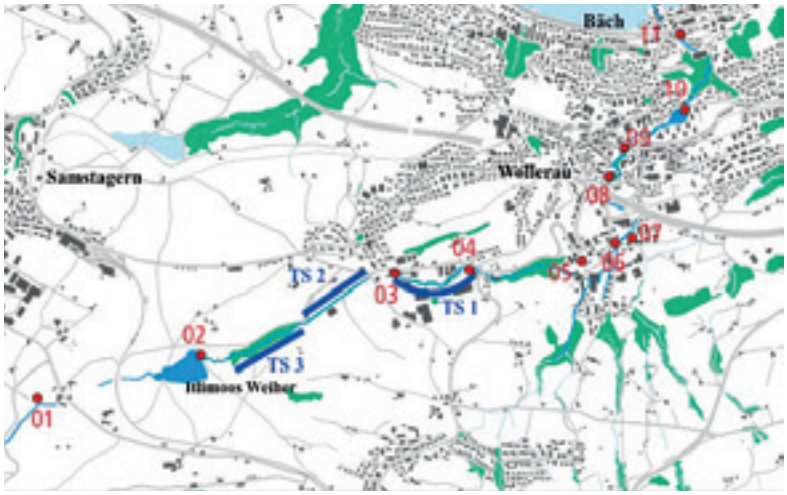


Abb. 2 ***Übersichtskarte zur Ökomorphologie des Krebsbachs in Wollerau***

Untersuchungsgebiet

Wie der Name Krebsbach erahnen lässt, sind die Krebsvorkommen im Untersuchungsgebiet schon lange, genauer seit dem 18. Jahrhundert bekannt («Staats- und Erdbeschreibung der Schweizerischen Eidgenossenschaft», Konrad Füssli, 1770). Johann Wolfgang von Goethe hielt ebenfalls bereits 1797 im Rahmen seiner dritten Schweizreise in seinem Tagebuch fest dass der Hüttner See, welcher als Ursprung des Krebsbach gilt, gute Fische und Krebse enthalte.
Da es sich beim Untersuchungsgebiet selbst um ein prädestiniertes Steinkrebsgewässer handelt war der Steinkrebs hier mit grosser Wahrscheinlichkeit immer die vorherrschende autochthone Art. Das heutige massive Auftreten des Edelkrebs lässt sich vermutlich auf Besatzmassnahmen der letzten Jahrhunderte zurückführen. Der Bach entspringt dem Hüttner Seeli in der Nähe von Samstagern im Kanton Zürich (westlich 1). Auf Schwyzer Kantonsgebiet *(Abb. 1)* durchfliesst er den Itlimoos Weiher (2), die Gemeinde Wollerau (3-10) und mündet bei Bäch in den Zürichsee. Das Untersuchungsgebiet *(Abb. 1)* dieser Studie erstreckt sich vom Auslauf des Krebsbaches direkt beim Itlimoos Weiher (2) bis zur Sägerei Fürti (4). Der gesamte Streckenverlauf wurde in 3 Teilabschnitte unterteilt *(Abb. 1)*. Im Gegensatz zum natürlich entstandenen Quellursprung des Krebsbaches, dem Hüttner Weiher, ist der Itlimoos Weiher ein künstlich aufgestautes Gewässer. Jahrhunderte lang diente er der Wasserkraftnutzung für die Gemeinde Wollerau. Heutzutage ist der Itlismoos Weiher ein Naherholungsgebiet und ein Flachmoor von nationaler Bedeutung. In beiden Weihern existieren Edelkrebspopulationen. Ausgehend von diesen stehenden Gewässern besiedeln die Edelkrebse den Unterlauf des Krebsbaches.

Teilstrecke 1 (Unterlauf)

Der erste Teilabschnitt *(Abb. 1 und 2)* verläuft in stark verbautem, urbanem Gebiet zwischen Theilersmühle (3) und Sägerei Fürti (4). Zu beiden Seiten des Krebsbaches wurden Strassen, Parkplätze sowie Gebäude sehr nah an den Bach gebaut. Hier zeigt sich die Jahrhunderte lange Wasserkraftnutzung des Krebsbaches. Die Uferräume sind teilweise befestigt und weisen Verrohrungen auf *(Abb. 2).* Inwiefern diese Verrohrungen noch für Abwassereinleitung genutzt werden, wurde in dieser Studie nicht untersucht. Gewässerrandstreifen fehlen nahezu im gesamten Verlauf dieser Teilstrecke. Dies zeigt sich auch in mässig ausgeprägter Uferstruktur und kaum vorhandener Verzahnung mit dem Umland. Trotz mangelndem Gewässerraum zeigt der Krebsbach einen leicht mäandrierenden Verlauf und phasenweise annehmbare ökologische Strukturen sowie Totholzeinträge. Die Flusssohle zeigt keine grosse Substratvariabilität. Sie ist vermehrt durch erhöhten Feinsedimentanteil und Verschlammung gekennzeichnet. Der Flussquerschnitt ist nahezu überall gleich. Die Wasseranschlagslinie und Wassertiefe variieren entlang des gesamten Untersuchungsabschnittes kaum. Zudem wurde im Verlauf der Untersuchung ein deutlicher Anstieg der Wassermenge bzw. Wasseranschlagslinie wahrgenommen. Wodurch dieses Schwallereignis ausgelöst wurde, bleibt noch zu klären. Der Begriff «natürlich» ist in diesem Teilabschnitt nicht zu verwechseln mit dem Bild eines natürlichen Baches. Vielmehr steht dieser Begriff hier dafür, dass sich dieser Teilabschnitt seit Jahrzehnten in diesem (gewohnten) Zustand befindet und nicht verändert wurde.

Teilstrecke 2 (revitalisiert)

Im Jahr 2013 wurde ein Teilabschnitt des Krebsbaches revitalisiert und bildet die zweite Teilstrecke dieser Studie *(Abb. 1, 3 und 4).* Startpunkt ist auf Höhe des Freizeitparks Erlenmoos (nach der Brücke Sihleggstrasse), der Endpunkt liegt unterhalb der Brücke Schmalzgruebweg, zwischen der Tennisbeiz des TC Ried/Wollerau und dem Hunde-Sport-Agility Trainingsplatz. Entlang der links- und rechtsseitig liegenden Sportstätten wurde dem Krebsbach mehr Raum gegeben. Vielfältige Ufer- und Sohlenstrukturen und sehr gute Verzahnung mit dem Umland sind für diesen Abschnitt kennzeichnend. Kiesinseln, Störsteine, mäandrierende Abschnitte, Totholz und reiche Vegetation prägen das Bild. Sich verändernde(r) Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Flussquerschnitt schaffen unterschiedlichste Habitate (Furte, Kolke, Stillwasserbereiche, Pfützen, Tümpel etc.). Auf Höhe des Parkplatzes Erlenmoos befindet sich eine Verrohrung und Einleitung, die ihren Ursprung im künstlich angelegten Teich des Freizeitparks hat. Dieser Teich ist stark mit submersen Pflanzen bewachsen und enthält eine Goldfischpopulation.

Teilstrecke 3 (Oberlauf)

Beginnend nach der Brücke Schmalzgruebweg bis zum Auslauf des Krebsbaches aus dem Itlimoosweiher erstreckt sich die dritte Teilstrecke dieser Untersuchung *(Abb. 1).* Der Krebsbach fliesst in leichtem Gefälle durch einen sich beidseitig entlangziehenden kleinen Waldbestand. Strukturkennzeichnend sind neben der typischen Waldvegetation, die grobe (raue) Sohle und verstärkte Strömung. Damit einhergehend haben sich hinter grossen Störsteinen kleine Stillwasserzonen ausgebildet. Hier lagert sich schlammiges Feinsediment ab. Die Ufervegetation ist klein und spärlich. Die Uferrand-

Abb. 3 ***Bachausschnitt der revitalisierten Teilstrecke***

Abb. 4 ***Bachausschnitt der revitalisierten Teilstrecke. Steine bieten Deckung und schaffen unterschiedliche Strömungsbereiche.***

zone wird durch den typischen Waldboden ausgebildet. Am unteren Ende der Teilstrecke befindet sich ein kleiner Tümpel der als eine Art Schlammsammler fungiert. Die Sohle ist mit einer zentimeterdicken Schlammschicht bedeckt. Vereinzelt liegen Steine unterschiedlichster Grösse darin. Die Uferböschung ist steil und an ihrem unteren Ende mit zahlreichen Steinen umrandet.

Methodik

Für die Monitoringstudie wurden zwei Begehungen innerhalb von 12 Stunden durchgeführt. Die erste Begehung fand zu Beginn der Dämmerung gegen 18 Uhr statt, die Zweite erfolgte um 1 Uhr Nachts. Im Zuge der Erstbegehung wurden entlang eines Transektes mit Uferlänge von 160 Metern (alle 25 Meter) in allen drei zu untersuchenden Teilabschnitten je vier (insgesamt 12) Reusen ausgelegt. In jeder Teilstrecke wurden unterhalb der ersten und oberhalb der letzten ausgelegten Reuse 30 Meter Pufferzone hinzugerechnet; dies diente dazu auch die sich dort befindlichen Krebse nach Möglichkeit statistisch zu erfassen.

Als Köder in den Reusen dienten Weissbrot und Würstchen. Die Reusen wurden an geeigneter Stelle, sprich in Strömungsrichtung, so platziert dass sie vollständig mit Wasser überspült wurden. Jede Reuse trägt eine Nummer (nicht fortlaufend nummeriert) und wurde mit einem GPS Punkt markiert. Im Rahmen der Erstbegehung wurde auch die Wassertemperatur gemessen, die Ökomorphologie der einzelnen Abschnitte notiert und gesichtete Krebse und Fische dokumentiert. Die optisch erfassten Krebse wurden zu diesem Zeitpunkt nur nach Art bestimmt jedoch noch nicht für die Statistik gezählt. Im Rahmen der Zweitbegehung um 1 Uhr Nachts wurden die einzelnen Reusen geleert. Die sich darin befindlichen Krebse wurden nach Art und Geschlecht bestimmt, gezählt und ihre Grösse vermessen. In den Strecken zwischen den einzelnen Reusen wurden Krebse mittels Lampen auf Sicht gezählt, nach Art bestimmt und datiert aber nicht auf Grösse und Geschlecht untersucht.

Ergebnisse

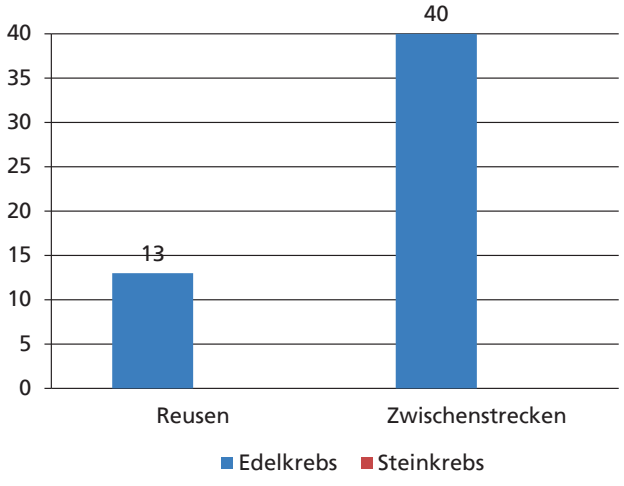
Den nachfolgenden Ergebnisse zu den jeweiligen Teilstrecken ist eine anscheinende Tendenz zu vermehrtem Auftreten des Edelkrebses zu erkennen. Hierbei muss aber ausdrücklich auf folgenden Umstand hingewiesen werden: sowohl in Teilstrecke 2 als auch 3 kamen zahlreiche Steinkrebse in der Grössenklasse <4 cm vor. Auf Grund ihrer ausserordentlich grossen Anzahl im dreistelligen Bereich, vor allem in der revitalisierten Teilstrecke 2, konnten diese nicht gezählt werden und scheinen somit in der Statistik nicht auf. Die Ergebnisse würden sich, nach Einbeziehung dieser Daten, demnach völlig anders zeigen und die Vermutung, dass der Krebsbach ursprünglich ein Steinkrebsgewässer ist, deutlich darlegen.

Teilstrecke 1 (Unterlauf)

In der Teilstrecke 1 wurden sowohl im Rahmen der beiden Begehungen als auch in den Reusen nur wenige Individuen von Edelkrebsen gefunden. Steinkrebse fehlen in diesem Abschnitt völlig, ebenso wie junge Edelkrebse. Im gesamten Streckenverlauf wurden viele Jungfische (Döbel, Forellen) und einige grosse Exemplare von Döbel und Karpfen gefunden. Die Wassertemperatur betrug 12 °C. Über den gesamten Verlauf von 160 Metern wurden 53 Individuen an Edelkrebsen gezählt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von rund 7 Krebsen pro 20 Meter *(Abb. 6)*.

Abb. 5 ***Gefangene Krebse***

Abb. 6 ***Vergleich der Individuenzahlen in Reusen und Zwischenstrecken in Teilstrecke 1***



Teilstrecke 2 (revitalisiert)

Dieser Teilabschnitt weist die grössten Bestände sowohl bei Edel- als auch bei Steinkrebsen auf. Zudem wurden in diesem Abschnitt Hunderte kleiner Steinkrebse gesichtet, aber wie eingangs bereits erwähnt, nicht in der Statistik erfasst. Die Wassertemperatur betrug in der revitalisierten Strecke ebenfalls 12 °C. Über den gesamten Streckenverlauf wurden 456 Individuen an Edel- und Steinkrebsen gezählt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von rund 57 Krebsen pro 20 Meter *(Abb. 7).*

Teilstrecke 3 (Oberlauf)

Dieser natürliche, durch den Wald laufende Abschnitt zeigte beide Krebsarten auf, obwohl ein Waldbach laut Lehrbuchmeinung ganz gegensätzlich zu dem vom Edelkrebs bevorzugtem Habitat zählt. Bezüglich der Steinkrebse zeigt sich hier ein ähnliches Bild wie in Teilabschnitt 2. Im gesamten Streckenverlauf wurden Hunderte von Jungkrebsen gesichtet, zudem zahlreiche Jungforellen. Die Wassertemperatur war in diesem Abschnitt etwas kühler und lag bei 10°C. Im gesamten Verlauf der Teilstrecke 3 wurden 245 Individuen an Edel- und Steinkrebsen gezählt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von ca. 31 Krebsen pro 20 Meter *(Abb. 8).*

Abb. 7 ***Gesamtindividuenzahlen nach Flusskrebsarten in Teilstrecke 2***

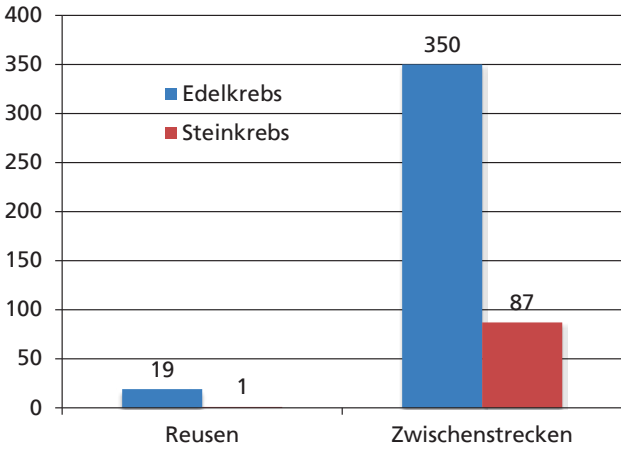
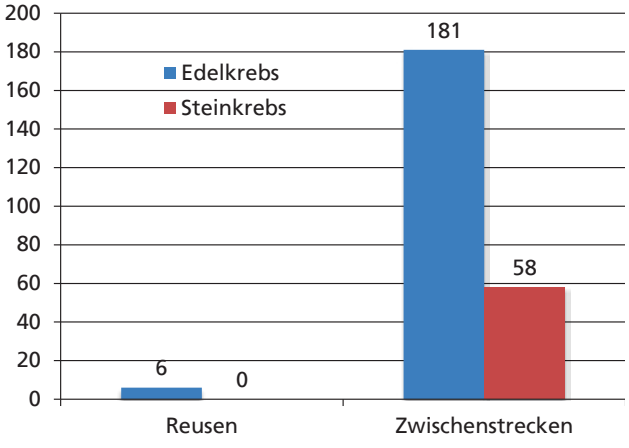


Abb. 8 ***Gesamtindividuenzahlen nach Flusskrebsarten in Teilstrecke 3***

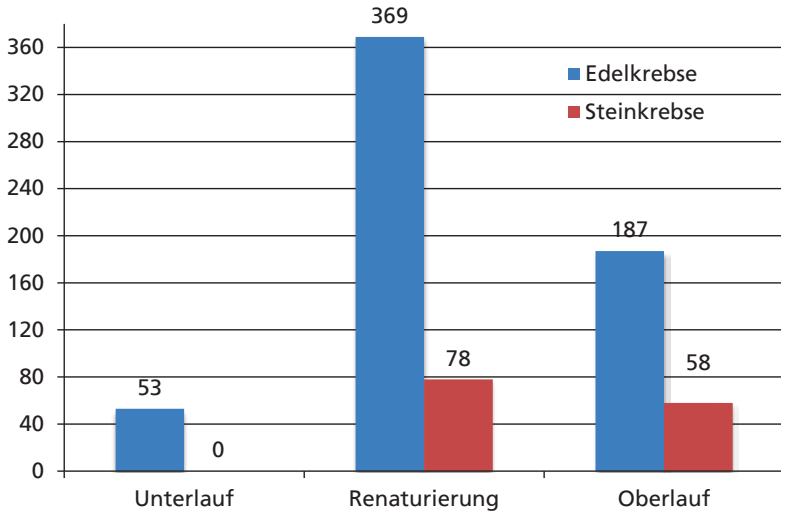


Vergleich der drei Teilstrecken (Unterlauf, Renaturierung, Oberlauf)

Schlussfolgerung und Handlungsempfehlungen

Nach Auswertung der Ergebnisse und unter Annahme, dass die mittlerweile revitalisierte Strecke in ihrer vormaligen ökomorphologischen Ausprägung der Teilstrecke 1 entsprach, lässt sich der Erfolg und die Bedeutung der vorgenommen Renaturierung mehr als deutlich erkennen. Die renaturierte Strecke ist noch sehr jung und befindet sich nach wie vor in einem ökomorphologischen Wandel. Dahingehend wäre es empfehlenswert, den weiteren Sukzessionsverlauf einerseits zu beobachten und andererseits auch zu dokumentieren.
Wie bereits zu Beginn des Ergebnisskapitels erwähnt wurden speziell in diesem revitalisierten Teilabschnitt Hunderte kleine Steinkrebse (< 4 cm) gesichtet. Allem Anschein nach dient die revitalisierte Teilstrecke als Kinderstube für Steinkrebse. In diesem Zusammenhang ist anzuraten, die Populationsentwicklung der Steinkrebse im Jahr 2016 erneut und im weiteren Verlauf alle 2 Jahre zu untersuchen.
Da zur Zeit der Monitoringerhebung die Paarungszeit der Flusskrebse bereits in vollem Gang war, wäre ein weiterer interessanter Ansatzpunkt, die Überprüfung der eiertragenden Weibchen im Frühling / Frühsommer vorzunehmen. Diese liefern entscheidende Hinweise für eine intakte, sich selbst erhaltende Population.

Abb. 9 ***Individuenzahlen gesamt in den drei Teilstrecken***



Literaturverzeichnis

BAFU, (1993 Stand 1. Jänner 2018) Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBFG)

Füreder L., (2008) «Flusskrebse: Biologie-Ökologie-Gefährdung» Folio Verlag, Wien, Bozen, Auflage 1. 2008

Stucki, P. & Zaugg, B. (2006) Nationaler Aktionsplan Flusskrebse

Stucki, P. & Zaugg, B. (2011) Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1104: 61 S

Links

http://www.flusskrebse.ch

http://www.cscf.ch

http://www.polizeischweiz.ch/ger_details_12345/Wollerau_SZ_Gewaesserverschmutzng_im_Krebsbach_-_Ursache_geklaert_-_Umweltschutz_und_Seepolizei_im_Einsatz.html

http://www.luzernerzeitung.ch/nachrichten/zentralschweiz/lu/luzern/Krebspestrafft-im-Kanton-Luzern-tausende-Edelkrebse-dahin;art92,373386

http://www.krebsbachwollerau.ch/Informationsweg_Krebsbach/Informationsweg.html

http://www.meteorit.org/fricker/seen/Weiher.htm

http://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/doc/bestimmungsschluessel.pdf

http://www.zuerichseeschwyz.ch/de/erlebnissesport/naturundausflugstippszs/naturschutzgebiet-itlimoos

https://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/index.htm

http://www.sib.admin.ch/fileadmin/_migrated/content_uploads/Aktionsplan_Flusskrebse_Schweiz.pdf

http://www.wollerau.ch/de/ueberwollerau/geschichte/welcome.php?action=showinfo&info_id=7045

https://www.schweizerbauer.ch/tiere/uebrige-tiere/heimischer-krebs-ist-gefaehrdet-19772.html

http://www.waldwissen.net/wald/tiere/insekten_wirbellose/wsl_flusskrebse/index_DE

http://www.fauna-vs.ch/upload/artikel_flusskrebse_(info_21).pdf

http://www.srf.ch/play/tv/schweizaktuell/video/flusskrebsevonausrottungbedroht?id=222ab36a-c001-49d7-96cc-ebab7b616507

http://www.20min.ch/schweiz/zentralschweiz/story/Bevoelkerung-soll-bei-Krebszaehlung-helfen-29506248

http://www.huetten.ch/de/portrait/geschichte/welcome.php?action=showinfo&info_id=3291

Anschrift der Autorin

Mag. Christina Wendlinger
Ziegelhofgasse 2
A-6800 Feldkirch

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 33–40, Vaduz 2018

THOMAS STUCKI

Bekämpfung amerikanischer Krebsarten im Kanton Aargau

Thomas Stucki
Geboren 1970, Matura an der Kantonsschule Baden, Zoologiestudium an der Universität Zürich, Doktorarbeit zur Ökologie und interspezifischen Konkurrenz von Flusskrebsen in der Schweiz, Präsident Forum Flusskrebse.

Zusammenfassung

Im Kanton Aargau leben drei einheimische und vier gebietsfremde Flusskrebsarten. Insbesondere die drei amerikanischen Krebsarten sind durch interspezifische Konkurrenz und die Übertragung der Krebspest eine grosse Bedrohung für die einheimischen Krebsarten. Im Rahmen eines kantonalen Schutzprojektes für die einheimischen Flusskrebsarten werden die amerikanischen Flusskrebse mit verschiedenen Massnahmen bekämpft, bzw. die Bedrohungssituation reduziert. Zur Anwendung kommen Ausbreitungssperren, Massnahmen zur Bestandesreduktion und -elimination, Präventionsmassnahmen bezüglich Krebspest sowie begleitende Massnahmen.
Die Resultate und Erfahrungen zeigen, dass ein Auslöschen von Krebsbeständen in stehenden Gewässern mit drastischen Massnahmen möglich ist (Trockenlegung Gewässer, Trockenlegung Gewässer mit pH-Veränderung, Elimination Gewässer). Eine Kontrolle und Isolation von Beständen ist mit intensiven Fanganstrengungen, Einsatz von Raubfischen und Abwandersperren in kleineren Gewässern möglich. Diese Massnahmen bedingen ein permanentes Engagement. Bei allen Massnahmen sind eine lokale Zusammenarbeit (Fischer, Naturschützer, Anwohner, Gemeindearbeiter, Politiker) und eine spezifische, begleitende Öffentlichkeitsarbeit wichtig und entscheidend für die Früherkennung von Problemen, die Akzeptanz in der Bevölkerung und den Erfolg der Massnahmen.

Situation Flusskrebse im Kanton Aargau

Im Kanton Aargau leben alle drei einheimischen Flusskrebsarten der Nordschweiz: der Stein- (*Austropotamobius torrentium*), der Dohlen- (*Austropotamobius pallipes*) und der Edelkrebs (*Astacus astacus*). Zusätzlich leben vier gebietsfremde Arten im Aargau: der Galizierkrebs *(Astacus leptodactylus)* aus Osteuropa und die drei amerikanischen Krebsarten Kam-

berkrebs *(Orconectes limosus),* Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)* und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs *(Procambarus clarkii)* (Stucki & Jean-Richard, 1999). Der Kamberkrebs kommt im Hochrhein, in den Flüssen Aare und Limmat fast durchgehend sowie im Hallwilersee vor. Die Bestandesdichten sind klein. Der Galizierkrebs und der Rote Amerikanische Sumpfkrebse findet man in einzelnen Still- und Fliessgewässern. Sie bilden in stehenden Gewässern recht hohe Bestände. Der Signalkrebs kommt in kleineren Stillgewässern sowie im Hochrhein, in der Aare und in der Limmat vor und expandiert weiter. Teilweise bilden die Signalkrebse extrem dichte Bestände. Alle drei amerikanischen Krebsarten können die einheimischen Krebse über interspezifische Konkurrenz aus ihren Lebensräumen verdrängen (Gherardi & Holdich 1999, Stucki 2002). Als häufige Träger der Krebspest (Erreger: *Aphanomyces astaci*) sind sie eine grosse Bedrohung für die einheimischen Krebsbestände.

Der Schutz und die Nutzung von Flusskrebsen sind in der Schweiz in der Fischereigesetzgebung geregelt. Diese sieht eine klare juristische Trennung zwischen einheimischen und nicht einheimischen Arten vor (Stucki et al. 2009). Stein- und Dohlenkrebs gelten gemäss Bundesgesetzgebung über die Fischerei als stark gefährdet und der Edelkrebs als gefährdet. Die Kantone sind verpflichtet, die erforderlichen Massnahmen zum Schutz ihrer Lebensräume zu ergreifen. Krebsbesatz für eine Wiederbesiedlung innerhalb der natürlichen Einzugsgebiete sowie die Nutzung der Bestände sind möglich. Die Nutzung ist über Schonzeiten und -masse geregelt. Alle nicht einheimischen Flusskrebsarten gelten gemäss Anhang 3 der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF) als unerwünscht. Der Import, das Halten oder der Einsatz lebender Individuen in Gewässer, Behälter oder Aquarien ist nur mit einer Bewilligung des entsprechenden Bundesamtes erlaubt. Die Kantone sind verpflichtet, Massnahmen zu treffen, damit landesfremde Krebse, die in die Gewässer gelangt sind, sich nicht ausbreiten. Soweit möglich sind diese zu entfernen. Die Massnahmen zum Schutz der einheimischen Flusskrebse sind in einem nationalen Aktionsplan festgehalten (Stucki & Zaugg 2011).

Der Kanton Aargau setzt sich seit vielen Jahren für den Schutz der einheimischen Flusskrebse ein (Stucki 2005a). Ziele des kantonalen Schutzprojektes sind:

- Erhaltung und Sicherung von guten Krebsbeständen
- Förderung von schwachen Beständen
- Wiederansiedlungsaktionen an Orten, wo Bestände verschwunden sind
- Wiederansiedlung an neuen Standorten (Risikoverteilung, Genpools)
- Aufzucht von Stein- und Dohlenkrebsen
- Bekämpfung bzw. Kontrolle der nicht einheimischen Krebsarten (insbesondere Trägerpopulationen der Krebspest).

Bei der Bekämpfung der fremden Krebsarten wurden verschiede Massnahmen durchgeführt. Der Erfolg war je nach Massnahme, Krebsart und Gewässer unterschiedlich. Die vorliegende Arbeit soll einen Überblick über die verschiedenen Massnahmen, Resultate und Erfahrungen bieten, welche im Kanton Aargau angewendet wurden. Einen allgemeinen Überblick über Bekämpfungsmassnahmen bietet Holdich et al. 1999.

Massnahmen

Krebssperren

Krebssperren sind keine Bekämpfungsmassnahme im engeren Sinne. Sie sollen jedoch die Ausbreitung der fremden Flusskrebse verhindern oder zumindest behindern und verlangsamen. Von der Funktionsweise kann man Massnahmen zur Verhinderung des Aufstiegs und des Abstiegs von Krebsen unterscheiden.

Verhinderung Aufstieg

Im Einzugsgebiet des Etzgerbachs befindet sich ein sehr wertvoller Steinkrebsbestand von nationaler Bedeutung (Genpool-Standort gemäss Stucki & Zaugg 2011). Der Etzgerbach entwässert in den Hochrhein. Im Hochrhein findet man sowohl Kamber- wie auch Signalkrebse. Der Signalkrebs ist bekannt dafür, dass er Gewässer sehr schnell besiedeln kann (Gherardi & Holdich 1999, Stucki 2005b). Um eine Besiedlung des Einzugsgebiets des Etzgerbachs zu verhindern wurde im Jahr 2016 am Etzgerbach in der Gemeinde Mettauertal eine Krebssperre errichtet *(Abb. 1)*. Als Standort wurde eine bestehende hydraulische Messstation gewählt. Die Gewässerstelle ist bereits heute mit Beton stark verbaut. Die Messstelle wird regelmässig gewartet und ein Umwandern der Krebssperre ist neben den Betonmauern zusätzlich durch Siedlungsbauten und eine Strasse erschwert. Die Sperrwirkung für Krebse und die Passierbarkeit für Fische wurden mit markierten Edelkrebsen, Forellen und Groppen überprüft (PIT-Tags).

Abb. 1 ***Krebssperre (Aufstieg) am Etzgerbach***

Verhinderung Abstieg

Im Tanklagerweiher in Mellingen befindet sich eine grosse Population von Amerikanischen Sumpfkrebsen. Der rund 3 ha grosse Weiher wird von unterirdischen Quellaufstössen und Regenwasser gespeist und entwässert über den auf langen Strecken unterirdisch fliessenden Mühlebach in die 500 m entfernte Reuss *(Abb. 2)*. Um ein Abwandern der Krebse in die Reuss zu verhindern, wurde Ende 1990er Jahre eine Wandersperre beim Weiherausfluss installiert (Rohr aus Schlitzblech 1.5 mm in einem Kasten aus Schlitzblech 2.5 mm, *Abb. 3)*. Im Jahr 2000 wurde zudem ein Fangkorb (Rohr aus Lochblech mit Hochwasserentlastungsschlitz oben und mit Fangkorb am Ende, *Abb. 4)* im unteren Teil des Mühlebachs eingebaut. Dieser soll die Abwanderung der Krebse aus den schwer zugänglichen unter- und oberirdischen Gewässerläufen unmittelbar nach der Weiheranlage in den unteren, offen fliessenden Teil des Mühlebachs und in die Reuss verhindern. Der Fangkorb wurde durch lokale Helfer regelmässig geleert. Im Jahr 2016 wurde die Wandersperre beim Weiherauslauf durch eine Sickeranlage ersetzt *(Abb. 5)*. Ziel war eine Reduktion des Reinigungsaufwandes im Vergleich zur Rohrlösung.

Abb. 2 ***Situation Tanklagerweiher Mellingen***

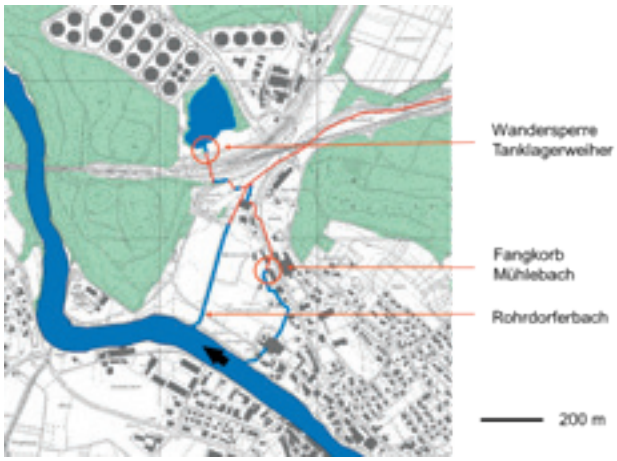


Abb. 4 ***Wandersperre (Abstieg), Krebsfangkorb im Mühlebach Mellingen***

Abb. 5 ***Wandersperre (Abstieg), Versickerung beim Tanklagerweiher Mellingen***

Abb. 3 ***Wandersperre (Abstieg), technische Lösung beim Tanklagerweiher Mellingen***

Reduktion Krebsbestand

Fang mit Reusen und von Hand

Im Dättwiler Weiher bei Baden befindet sich eine grosse Population von Signalkrebsen (Stucki 2007). Der rund 1.5 ha grosse Weiher entwässert über den Stadtbach in die 2 km entfernte Limmat *(Abb. 6)*. Bis im Jahr 2002 wurde der Stadtbach in die Kanalisation eingeleitet und nur die Regenentlastung führte in die Limmat. Im Jahr 2002 wurde beim Weiherausfluss ein Tauchbogen (geschlossenes Rohr im Freiwasser) eingebaut, um ein weiteres Abwandern der Signalkrebse aus dem Weiher in den Stadtbach zu verhindern. Der Stadtbach ist nur auf einer Strecke von rund 300 m offen geführt. Dieser Abschnitt beherbergte jedoch einen grossen Signalkrebsbestand.

Da die Krebspest im Weiher nachgewiesen wurde, verfügte das kantonale Veterinäramt im Januar 1998, dass die Krebse und die Krebspest im Gebiet zu eliminieren sind. Da ein Erfolg der in Frage kommenden Eliminationsmassnahmen (z.B. Einsatz von Giftstoffen) zweifelhaft und die ökologischen Auswirkungen als zu hoch eingeschätzt wurden, wurde das Ziel einer vollständigen Elimination des Signalkrebsbestandes verworfen. Als Ziel wurde festgelegt, die Signalkrebspopulation im bestehenden Standort zu isolieren und die Populationsdichte gering zu halten, um so die weitere Ausbreitung der Krebse und der Krebspest zu verhindern.

Seit 1997 wird der Dättwiler Weiher intensiv mit Reusen befischt und die Krebse im Stadtbach in der Nacht von Hand von Juni bis Oktober regelmässig abgesammelt. Ziel ist eine Reduktion des Bestandes im Weiher und im Stadtbach um eine Ausbreitung in die Limmat zu verhindern. Die Massnahmen wurden in Zusammenarbeit mit den lokalen Fischern und der Stadt Baden durchgeführt und mit einer entsprechenden Öffentlichkeitsarbeit begleitet.

Einsatz Raubfische

Verschiede Fischarten fressen Flusskrebse. Raubfische können zur Dezimierung von Krebsbeständen genutzt werden (Holdich et al. 1999, Frutiger & Müller 2002). Zusätzlich zu den Reusenfängen im Dättwiler Weiher wurden daher Hechte, Flussbarsche und Zander als Krebsräuber ausgesetzt. Auch im Tanklagerweiher in Mellingen wurden über mehrere Jahre Junghechte eingesetzt. Ziel war primär eine Dezimierung der jungen bzw. kleinen Krebse, da diese mit den Reusen schlecht gefangen werden.

Strom (Impuls, AC, DC)

Krebse reagieren negativ auf elektrischen Strom. Daher wurde im Stadtbach Baden Gleichstrom (Elektrofanggerät; 500 V, 5 A, 30 Sekunden Exposition), Impulsstrom (Elektrofanggerät; 1000 V, 1 A, 100 Hz, 5 Sekunden Exposition) und Wechselstrom (Fischtötungsgerät; 40 V, 0.35 A, 50 Hz, 60 Sekunden Exposition) als Bekämpfungsmassnahme gegen die Signalkrebse getestet.

Trockenlegung Gewässer

Aufgrund der speziellen Bedingungen am Stadtbach in Baden (Ableitung in die Kanalisation) konnte dieser im Januar/Februar 2004 und Januar/Februar 2005 trockengelegt werden. Ziel war es, den Bestand im Bach mit dieser Massnahme deutlich zu reduzieren. Mit dem Revitalisierungsprojekt des Stadtbachs im Jahr 2013 wurde der Bach während der Bauarbeiten im Sommer trockengelegt. In diesem Fall war dies zum Vorteil der Bauarbeiten sowie für eine weitere Reduktion des Signalkrebsbestandes.

Abb. 6 ***Situation Dättwiler Weiher und Stadtbach Baden***

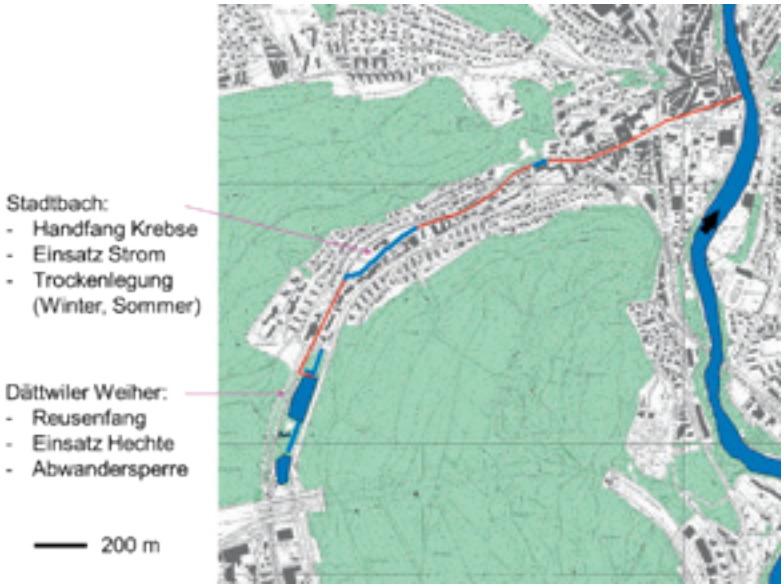


Abb. 7 ***Fang von Krebsen mit Reusen (Typ Pirat)***

Elimination Krebsbestand

Die effektivste Bekämpfungsmethode ist die Elimination des entsprechenden Krebsbestandes. Fragen stellen sich jedoch zur lokalen Machbarkeit, zu den zu erwartenden Nebeneffekten und zur Erfolgsquote. Bei einer 100% Erfolgsquote können eine aufwendige Aktion mit entsprechendem Finanzbedarf oder Nebeneffekte in Kauf genommen werden. Sobald nicht von einer 100% Erfolgsquote ausgegangen werden kann, sinkt die Risikobereitschaft. Die Möglichkeiten zur Eliminierung eines Krebsbestandes sind abhängig vom entsprechenden Gewässer.

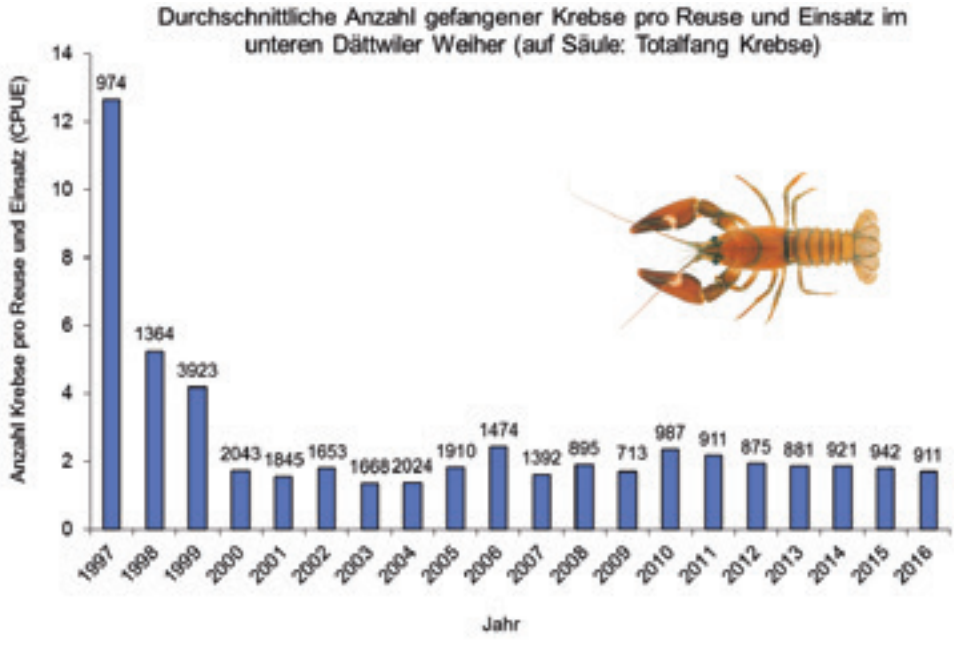
Trockenlegung Gewässer
Mit einer Trockenlegung eines Gewässers können den Krebsen die notwendigen Lebensbedingungen entzogen werden. Im Steinbruch Mellikon wurden im Jahr 2013 Amerikanische Sumpfkrebse in Amphibientümpeln entdeckt. Diese wurden im November 2013 trockengelegt und die vorhandenen Krebse eingesammelt.

Gewässer eliminieren
In einer Kiesgrube in Rohr wurden in den 1990er Jahren Signalkrebse nachgewiesen. Das Gewässer konnte im Rahmen der Rekultivierung der Kiesgrube mit Aushubmaterial gefüllt werden.

pH-Veränderung (Beispiel: gelöschter Kalk)
Im Ausfluss des Weihers im Kunzareal in Rheinfelden wurden im Herbst 2006 Amerikanische Sumpfkrebse entdeckt. Im Weiher fand man zudem den Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), ebenfalls eine unerwünschte Veränderung der Fauna gemäss Anhang 3 VBGF. In Absprache mit dem Besitzer konnte der Weiher im Winter 2006/2007 trockengelegt werden. Im darauffolgenden Frühling wurde der schlammige Grund mit gelöschtem Kalk behandelt (analog Teichbewirtschaftung Fischerei) und wieder mit Wasser gefüllt. Im Sommer 2008 wurden Edelkrebse im Weiher eingesetzt.

Einsatz Gift
Verschiedene Gifte wirken tödlich auf Krebse. Insbesondere Insektizide zeigen bereits in sehr geringen Dosen Wirkung. Herausforderungen stellen sich hinsichtlich der Löslichkeit im Wasser, der Abbaurate, der Abbauprodukte, der Adsorption an das Sediment, der Nebenwirkungen, der Widerstände seitens Naturschutzorganisationen und der Akzeptanz in der Bevölkerung. Verschiedene Giftstoffe wurden weltweit zur Bekämpfung von Krebsen eingesetzt (Holdich et al. 1999, Peay et al. 2006).
Beim Tanklagerweiher Mellingen war das Ziel, die Roten Amerikanischen Sumpfkrebse in den unzugänglichen unterirdischen Rohren und Schächten zu eliminieren. Als mögliches Gift wurde Jauche gewählt. Vorteile der Jauche gegenüber anderen Giftstoffen sind: Abbau ist sehr gut bekannt, abgepumptes ‚Gift' kann auf landwirtschaftlichen Kulturen ausgebracht werden und es existieren gesetzliche Vorgaben für Einleitbedingungen in Gewässer (Grenzwerte Stickstoffverbindungen).
Im Herbst 2007 wurde ein Gemisch aus Jauche von Kühen und Legehennen in das abgeschottete Rohrsystem eingefüllt, 48 Stunden belassen und dann wieder abgepumpt. Die Rohre wurden anschliessend gespült und wieder ans Gewässersystem angehängt als die Einleitbedingungen gemäss Gewässerschutzgesetzgebung erfüllt waren. Der Weiher wurde vorgängig abgesenkt und die Massnahme bei trockenen Wetterbedingungen durchgeführt, damit der 48 Stunden Einstau möglich war.

Abb. 8 ***Entwicklung der Reusenfänge und Catch Per Unit Effort (CPUE) am unteren Dättwiler Weiher (Massnahmen: intensive Reusenfänge, Einsatz von Raubfischen)***



Massnahmen Krebspest

Eine Bekämpfung der Krebspest ist primär durch Elimination der befallenen Krebspopulation möglich. Wenn dies nicht möglich ist, können Vorsichtsmassnahmen bzw. Präventivmassnahmen zur Verhinderung der Ausbreitung der Krankheit getroffen werden. Gemäss Schweizer Seuchengesetzgebung ist die Krebspest eine anzeigepflichtige Krankheit. Das kantonale Veterinäramt verfügt nach einem Nachweis des Krebspesterregers entsprechende Massnahmen.

Damit die Gefahr erkannt wird und Massnahmen ergriffen werden können, muss die Krebspest nachgewiesen werden. Aber auch ohne Nachweis empfiehlt es sich, beim Umgang mit amerikanischen Krebsen und bei Arbeiten in betroffenen Gewässern präventiv Vorsichtmassnahmen zu ergreifen.

Bei den von der Krebspest betroffenen Gewässern Tanklagerweiher und Dättwiler Weiher gelten seit 1998 folgende Verhaltensregeln im Umgang mit Krebsen, Fischen, Wasser und Material:

- Die Krebse gelangen ohne Zwischenhälterung in die Gastronomie. Eine Weitergabe an Dritte ist nicht erlaubt.
- Fische und Krebse aus den betroffenen Gewässern dürfen nicht in andere Gewässer eingesetzt werden.
- Das Fangmaterial wird nur vor Ort verwendet.

Im Kanton Aargau werden in Gewässern mit amerikanischen Krebsarten Auflagen für die Desinfektion von Material, Behandlung von Aushubmaterial und Umgang mit Krebsen und Wasser bei Elektrofangbewilligungen, Fangbewilligungen und Baubewilligungen verfügt. Um andere Gewässernutzer zu erreichen, wurde eine stete Öffentlichkeitsarbeit zum Thema durchgeführt.

Begleitende Massnahmen

Koordination lokal, national und international

Massnahmen zur Bekämpfung wurden lokal und über die Kantonsgrenzen abgesprochen und koordiniert. Neue Erkenntnisse und Erfahrungen aus Nachbarländern und aus anderen Regionen in Europa wurden dabei berücksichtigt.

Öffentlichkeitsarbeit

Alle Tätigkeiten an den Gewässern erfolgten in enger Zusammenarbeit mit den Fischereiberechtigten und in Absprache mit den Besitzern der Gewässer. Die Aktivitäten und Resultate wurden über die Medien an die breite Öffentlichkeit kommuniziert. Über Vorträge und Exkursionen konnten speziell interessierte Personenkreise angesprochen werden. Broschüren und Handouts standen dabei zur Verfügung.

Resultate und Diskussion

Wandersperren

Die Erfolgskontrolle bei der Krebssperre am Etzgerbach läuft noch. Die vorläufigen Resultate zeigen jedoch, dass sie grundsätzlich funktioniert und insbesondere der Unterhalt gut gelöst ist. Die markierten Edelkrebse konnten bis jetzt die Sperre nicht überwinden. Forellen passieren die Krebssperre ohne Problem. Groppen schaffen dies nicht. Dies wurde auch so erwartet.

Eine funktionelle und wartungsarme Krebssperre bei den beiden Weiherausflüssen zu finden, war schwierig. Beim Dättwiler Weiher konnte mit dem Tauchbogen eine Lösung gefunden werden, welche die Abwanderung verhindert, aber die grosse Schwemmgutfracht (Algen, Laub, Äste, Abfall) bewältigen kann. Krebse können nicht mehr in den Weiherauslauf einwandern. Freischwimmende Krebse könnten theoretisch in den Tauchbogen gelangen. Die Fangresultate im Stadtbach zeigen jedoch, dass dies offenbar nicht passiert *(Abb. 9)*.

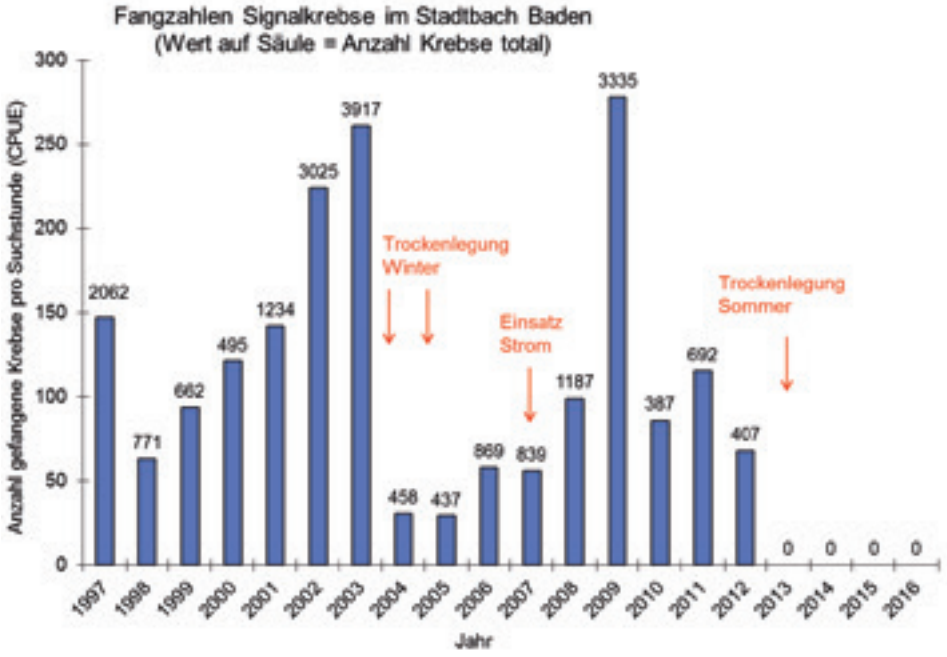


Abb. 9 ***Entwicklung der Handfänge und Catch Per Unit Effort (CPUE) am Stadtbach Baden (Massnahmen: intensive Handfänge, Trockenlegung des Gewässers zu unterschiedlichen Zeiten, Einsatz von Gleich-, Impuls- und Wechselstrom)***

Auch der Fangkorb am Mühlebach in Mellingen hat gut funktioniert *(Abb. 10).* Da immer noch Krebse zwischen Tanklagerweiher und Fangkorb im nicht zugänglichen Bereich des Gewässersystems vorkommen, kann über die technische Einrichtung beim Ausfluss des Tanklagerweihers und die heutige Sickeranlage keine Aussage gemacht werden. Es ist im Zuge eines Strassenbauprojektes vorgesehen, das Wasser nach der Versickerungsanlage neu zu fassen und in den Rohrdorferbach einzuleiten. Das unterirdische System mit den Roten Amerikanischen Sumpfkrebsen wird so trockengelegt. Als Erfolgskontrolle soll das neu gefasste Wasser nach Krebsen beprobt werden.

Reduktion Krebsbestand

Eine Reduktion des Krebsbestandes im Dättwiler Weiher war mit der Massnahmenkombination Reusenfang und Raubfischeinsatz möglich *(Abb. 8)*. Der CPUE konnte von über 12 Krebsen pro Reusennacht im Jahr 1997 auf unter 2 Stück reduziert werden. Im Tanklagerweiher zeigte sich nicht ein vergleichbarer Erfolg *(Abb. 11).* Der CPUE liegt konstant bei rund 4 Krebsen pro Reusennacht. Wanderungen von Roten Amerikanischen Sumpfkrebse über Land, wie vor den Massnahmen, konnten aber keine mehr beobachtet werden.

Im Stadtbach Baden konnte bis ins Jahr 2003 keine Bestandesreduktion erzielt werden *(Abb. 9).* Es wurden Jahr für Jahr bis über 3'000 Signalkrebse in dem nur 60–80 cm breiten, vielfach naturfremd verbauten Bachteilstück gefangen. Erst mit den temporären Bachtrockenlegungen konnte der Bestand massiv reduziert werden.

Der Einsatz von Strom zeigte im Stadtbach Baden keinen Erfolg *(Abb. 9).* Das Impulsgerät zeigte eine starke Reaktion bei Signalkrebsen aber keine Mortalität. Gleichstrom mit hoher Leistung zeigte eine schwächere Reaktion und ebenfalls keine Mortalität. Auch mit dem Wechselstromgerät wurden sowohl Signalkrebse als auch Rote Amerikanische Sumpfkrebse nicht getötet. Der Erfolg der beiden Trockenlegungen im Winter war bescheiden. Die Trockenlegung des Stadtbachs im Sommer war jedoch sehr erfolgreich. Der Signalkrebsbestand konnte so sogar eliminiert werden.

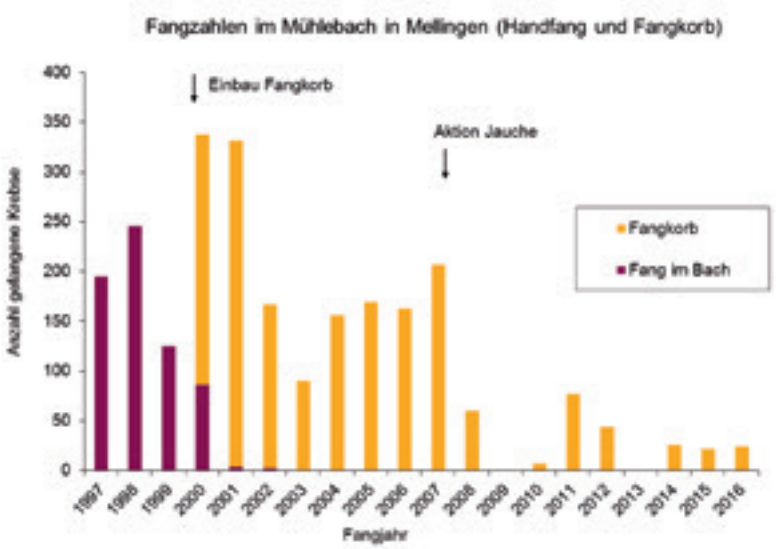


Abb. 10 ***Fangerfolg von Hand (rot) und mit dem Fangkorb (gelb) am Mühlebach in Mellingen***

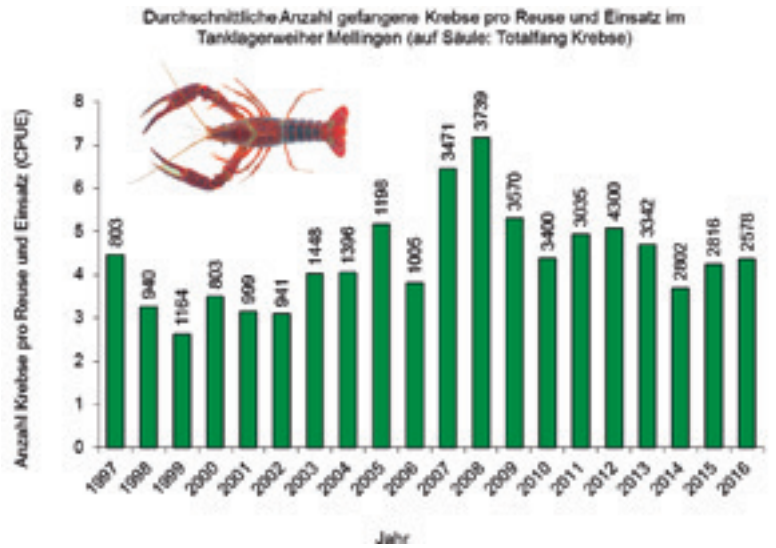


Abb. 11 ***Entwicklung der Reusenfänge und Catch Per Unit Effort (CPUE) im Tanklagerweiher (Massnahmen: intensive Reusenfänge, Einsatz von Raubfischen)***

Elimination

Die Elimination von Gewässern, die Trockenlegung und die Kombination Trockenlegung mit pH-Veränderung zeigten bei den betroffenen Gewässern sehr gute Resultate. An allen Orten konnten die Krebse eliminiert werden.

Der Einsatz von Jauche zeigte einen negativen Effekt auf den Krebsbestand *(Abb. 10).* Eine Elimination war jedoch sogar in diesen künstlichen Lebensräumen (unterirdische Gewässerabschnitte, Rohre, Schächte) nicht möglich. Ob im vorliegenden Fall eine Elimination mit einem stärkeren Gift erfolgreicher gewesen wäre, kann nicht beurteilt werden.

Massnahmen Krebspest und begleitende Massnahmen

Die Zusammenarbeit mit den Fischern und den anderen beteiligten Stellen war während der Projekte sehr gut. Durch die Einbindung der verschiedenen Akteure in die Arbeiten konnten gute Resultate und eine sehr gute Sensibilisierung und Informationsverteilung erreicht werden. Die Ziele und Aktionen wurden lokal mitgetragen. Die Öffentlichkeitsarbeit im Kanton hat auch dazu beigetragen, dass Vorkommen von fremden Krebsarten früh erkannt werden konnten. Die frühe Erkennung war ein wichtiger Faktor bei der Eliminierung der Krebse in Rheinfelden und Mellikon.

Massnahmen zur Bekämpfung müssen bei grenzüberschreitenden Gewässern über die Kantons- und Landesgrenzen abgesprochen und koordiniert sein. Ein grosses Engagement nützt nichts, wenn der Ober- oder Unterlieger sich der Sache nicht auch annimmt. Auch gesetzliche Grundlagen müssen abgestimmt und der Wissensaustausch gepflegt werden, wenn eine möglichst breite Wirkung erzielt werden soll.

Fazit

Aus den Erfahrungen der verschiedenen Massnahmen zur Bekämpfung von amerikanischen Krebsarten im Kanton Aargau können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Ein Auslöschen von Krebsbeständen ist in stehenden Gewässern mit drastischen Massnahmen möglich (Trockenlegung Gewässer, Trockenlegung Gewässer mit pH-Veränderung, Elimination Gewässer).
- Eine Kontrolle und Isolation von Beständen (Fang, Einsatz Raubfische, Abwandersperren) ist in kleineren Gewässern möglich.
- Ein permanentes Engagement ist notwendig und der Aufwand für die stete Überzeugungsarbeit ist gross.
- Eine lokale Zusammenarbeit ist zentral (Fischer, Naturschützer, Anwohner, Gemeindearbeiter, Politiker) und entscheidend für die Früherkennung von Problemen und den Erfolg der Massnahmen.
- Eine begleitende Öffentlichkeitsarbeit ist wichtig für den Erfolg und die Akzeptanz der Massnahmen.

Dank

Bei praktisch allen Arbeiten war Peter Jean-Richard aus Aarau mit grossem Engagement beteiligt oder die zentrale Triebfeder für die Realisierung der Massnahmen. Ohne die lokalen Akteure und Krebsfänger Stadtökologie Baden, Fritz Wanner und Fritz Amsler mit Fangteam aus der Region Baden, Tanklager AG in Mellingen, Hans Furrer aus Mellingen und das Team vom Werkhof Mellingen wären die verschiedenen Projekte nicht möglich gewesen. Ihnen gebührt ein riesiger Dank!

Literatur

Frutiger, A. & Müller, R. (2002): Controlling unwanted *Procambarus clarkii* populations by fish predation, Freshwater Crayfish 13, S. 309–315.

Gherardi, F. & Holdich, D. (1999): Crayfish in Europe as alien species – How to make the best of a bad situation. Crustacean Issues 11. Rotterdam, 299 S.

Holdich, D., Gydemo, R. & Rogers, D. (1999): a review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish, in: GHERARDI, F. & HOLDICH, D.: Crayfish in Europe as alien species – How to make the best of a bad situation. Crustacean Issues 11. Rotterdam, S. 245–270.

Peay, S., Hiley, P.D., Collen & Martin, I. (2006). Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380-381, S. 1363–1379.

Stucki, T. & Jean-Richard, P. (1999): Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz, Mitteilungen zur Fischerei, 65, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 42 S.

Stucki, T. (2002): Differences in life history of native and introduced crayfish species in Switzerland, Freshwater Crayfish 13, S. 463-476

Stucki, T. (2005a): Schutzprojekt einheimische Flusskrebse im Kanton Aargau. Tagungsband 2. Internationale Flusskrebstagung, forum flusskrebse, Klagenfurt, S. 15–19

Stucki, T. (2005b): Ausbreitung Signalkrebse in der Aare bei Solothurn. Tagungsband 2. Internationale Flusskrebstagung, forum flusskrebse, Klagenfurt, S. 39–43.

Stucki, T. (2007): I'm an American in Baden - Der Signalkrebs im Dättwiler Weiher, Badener Neujahrsblätter, Band 82, S. 31–41

Stucki, T., Hefti, D. & Jean-Richard, P. (2009): Die Situation der Flusskrebsbestände in der Schweiz, S. 66–70, in: FÜREDER, L. (HRSG.) ET AL. (2009): Flusskrebse Biologie-Ökologie-Gefährdung, Veröffentlichung des Naturmuseums Südtirol, 6, Folio Verlag, Wien/ Bozen und Naturmuseum Südtirol: 144 S.

Stucki, P. & Zaugg, B. (2011): Aktionsplan Flusskrebse Schweiz – Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs, Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Vollzug Nr. 1104, 61 S.

Anschrift des Autors

Thomas Stucki
Bözeneggstrasse 8
CH-5107 Schinznach-Dorf
suto@sunrise.ch

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 41–44 Vaduz 2018

RAPHAEL KRIEG & ARMIN ZENKER

Krebssperren – ein Update der «Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz» (KFKS)

Raphael Krieg
Geboren 1984. BSc. Life Sciences im Bereich Umweltmanagement, Gewässer- und Libellenkartierungen in den Kantonen St. Gallen und Aargau, Co-Leitung «Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz». Seit jeher grosses Interesse an unserer Umwelt mit ihrer Flora und Fauna.

Armin Zenker
Geboren 1974. Studium der Biologie an der Paris-Lodron-Universität (Salzburg, Österreich), Promotion in der Zoologie, Universität Hohenheim (Deutschland), Gruppenleiter Umweltbiomonitoring, Dozent für Ökotoxikologie und Mikrobiologie an der FHNW, Leitung «Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz» (KFKS).

Zusammenfassung

Krebssperren gelten als Möglichkeit, die nicht anthropogene Verbreitung nicht einheimischer Flusskrebsarten zu verhindern (Hefti & Stucki 2006, Light 2003, Peay & Füreder 2011). Praktische Erfahrungen und Versuche im Feld sind trotzdem rar bzw. nicht publiziert. Aus diesem Grund hat die «Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz» (KFKS) in den letzten Jahren vorhandenes Wissen im Feld umgesetzt und mit Funktionskontrollen praktische Erfahrungen gesammelt (Krieg et al. 2013, Krieg & Zenker 2016, 2014). Neuste Erkenntnisse aus unseren weitergeführten Forschungsprojekten werden nachfolgend vorgestellt.

Krebssperren in natürlichen Gewässern

Die Konstruktion von Krebssperren in natürlichen Gewässern stellt aufgrund schwankender Wassermengen, Geschiebe und Totholz ein schwieriges Unterfangen dar. Die ersten praktischen Versuche (Krieg & Zenker 2014) in einem kleinen Waldbach zeigten, dass Signalkrebse *(Pacifastacus leniusculus)* beim Treffen auf ein gut 30 cm hohes vertikales Hindernis, welches sich innerhalb des Gewässers befand, an Land gingen. So wurden einzelne Tiere 4.5 Meter vom Bach entfernt in der steilen Uferböschung gefangen. Eine weitaus höhere Landwanderdistanz ist durchaus denkbar, da beim damaligen Versuchsaufbau die mögliche Distanz durch im Boden vergrabene Eimer an Land begrenzt war *(Abb. 1)*.

Methode

Aus diesem Grund wurde im darauffolgenden Jahr versucht, den Landgang zu unterbinden. Dazu wurde die vorher nur im Wasser befindliche vertikale Sperre aus Stahlblech um zwei direkt am Ufer angrenzende seitliche Sperren ergänzt *(Abb. 2)*. Es wurde angenommen, dass die Krebse beim Treffen auf das Hindernis nicht mehr an Land, sondern bachabwärts geleitet werden. Um das Verhalten zu beobachten, wurden Knicklichter (DAM Megalite, Dänemark) in verschiedenen Farben mit UHU Sekundenkleber Super Gel (UHU, Bühl/Baden, Deutschland) am Carapax von sechs Signalkrebsen *(P. leniusculus)* befestigt. Um den Auftrieb der Knicklichter zu kompensieren, wurden zusätzlich Bleikügelchen, wie sie bei der Angelfischerei eingesetzt werden, auf die Knicklichter geklebt. Um die Flusskrebse im Bereich der Augen nicht zu blenden, wurde das Ende der Knicklichter in Richtung des Kopfes mit einem wasserfesten Filzstift bemalt. Die so ausgerüsteten Signalkrebse wurden nach dem Eindunkeln im Bereich vor der Sperre ausgesetzt. Die Bewegungen wurden mit Hilfe einer oberhalb der Sperre installierten GoPro Hero3+ Black Edition (GoPro Inc., Kalifornien USA) während der Nacht aufgezeichnet.

Abb. 1 ***Sperrenkonstruktion mit seitlicher Landsperre (Froschzaun). Im Hintergrund ist der Schwemmholzrückhalt und im Vordergrund die Einstauung zu sehen.***

Abb. 2 ***Mit seitlichen Hindernissen ergänzte Sperre. Oben ist die GoPro zu sehen, mit welcher die Krebsbewegungen aufgezeichnet wurden.***

Ergebnisse und Diskussion

Keiner der sechs beobachteten Signalkrebse ging, wie bei der ersten Versuchsdurchführung, an Land oder hat die Sperre überwunden. Die Krebse wurden wie erwartet von den seitlichen Sperren bachabwärts und nicht an Land geleitet. Dies erlaubt die Annahme, dass die Tiere nicht gezielt versuchen ein Hindernis zu umgehen, sondern von diesem geleitet werden. Da die Anzahl Krebse eher gering war, wurde der Versuch 2017 mit weiteren Krebsen wiederholt und die Ergebnisse werden 2018 publiziert.

Anhand der bisherigen Ergebnisse kann die Relevanz einer seitlichen Barriere im Gewässer bestärkt werden. Krebssperren, die bei einem hydraulischen Bauwerk gebaut werden, wären somit so zu platzieren, dass die vorhandenen künstlichen Verbauungen unterhalb der Sperre sind. Bei einer Brücke wäre die Sperre somit gewässeraufwärts anschliessend an das Bauwerk zu platzieren, um die Wände (Stützpfeiler der Brücke) als seitliche Sperre zu nutzen.

Krebssperren in Fischtreppen

Der erste praktische Feldversuch mit einer fischgängigen Krebssperre in einer Fischtreppe fand 2014 im oberen Teil beim Fischausstieg des Kraftwerks Schaffhausen (SH Power) statt (Krieg and Zenker, 2014). Es zeigte sich, dass grössere und kleinere Barben *(Barbus barbus)* die geschaffene Verengung, welche mit einem Aluminiumblech unterlegt war, mühelos überwanden *(Abb. 3)*. Die eingesetzten Edelkrebse *(Astacus astacus),* als Stellvertreter für wanderfreudige Signalkrebse *(P. leniusculus),* konnten sich an der sich aus Schaltafeln konstruierten Konstruktion zur Verengung festhalten und diese dadurch beinahe überwinden. Die Ansiedlung von Dreikantmuscheln in den Ecken des Aluminiumbleches wies zusätzlich auf die Gefahr hin, dass diese von den Flusskrebsen zum Festhalten verwendet werden könnten. Die gewonnenen Erkenntnisse wurden 2016 in einer neuartigen Konstruktion umgesetzt.

Abb. 3 ***Barbe (B. barbus) beim Überwinden der Krebssperre.***

Methode

Die neu entwickelte fischgängige U-förmige Krebssperre wurde aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) gefertigt und wies eine Tiefe von 20 cm auf *(Abb. 4).* Alle Ecken waren abgerundet und sollten damit die Besiedlung durch Dreikantmuscheln verhindern. Aufgrund der Dotierwassermenge von 400 l/s wurde das U-profil mit einer Breite von gut einem Meter geplant, um im Bereich der Sperre die gemäss Frings et al. (2013) benötigten 0.65 m/s zu erreichen, welche Signalkrebse schwimmend nicht überwinden können. Schlussendlich lag die Strömungsgeschwindigkeit zwischen 0.5 und 0.6 m/s, was mit einer nachträglichen Verengung mittels einer Schaltafel im oberen Teil des U-Profils erreicht wurde.

Insgesamt wurden 68 Signalkrebse (*P. leniusculus*, Carapaxlänge 3.1–6.1 cm), die oberhalb des Kraftwerkes mit Reusen gefangen wurden, mit 12 mm grossen HDX PIT-Tags (Passive Integrated Transponder, von Oregon RFID, Portland, USA) markiert. Die Tags wurden mit UHU Plus Sofortfest 2-K-Expositkleber (UHU, Bühl, Deutschland) auf den Carapax geklebt und die Tiere unterhalb der Sperre ausgesetzt. Um die Bewegungen der Tiere zu dokumentieren, wurden drei Antennen eingebaut; eine etwa 4 m unterhalb der Sperre, eine in der Sperre selbst und eine 2.5 m oberhalb der Sperre. Somit konnte das Abwandern, der Aufenthalt an der Sperre sowie deren Überwindung durch PIT-Tags markierte Signalkrebse aufgezeichnet werden. Die Krebse wurden in vier Kampagnen markiert und im Bereich unterhalb der Sperre und oberhalb der unteren Antenne eingesetzt. Total gab es 3380 Flusskrebstage. Ein Flusskrebstag entspricht einem Tag, an dem ein markierter Flusskrebs im Versuch vorhanden ist. Um den Fischaufstieg zu dokumentieren, wurde während insgesamt 12 Stunden eine GoPro Hero 3+ im Bereich der Krebssperre installiert.

Abb. 4 ***Die U-förmige Krebssperre mit integrierter PIT-Tag-Antenne vor der Ergänzung mit der Schaltafel zur Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit.***

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt konnten 56 Individuen mit einer Carapaxlänge von 3.1 bis 6.1 cm detektiert werden. Alle aufgezeichneten Flusskrebse haben mindestens einmal die untere Antenne passiert. Zwanzig dieser Krebse wurden auch im Bereich der Sperre nachgewiesen. Die Aufenthaltszeit lag zwischen wenigen Sekunden bis zu mehreren Tagen. Die Antenne oberhalb der Sperre, welche den Aufstieg von Flusskrebsen dokumentieren sollte, registrierte keine Flusskrebse. Die GoPro dokumentierte den Ab- und Aufstieg von Barben mit gut 40 cm Gabellänge (Länge Schnauze bis Ende mittlere Schwanzflosse), wie auch eines kleineren Fisches unbekannter Art mit einer Gabellänge von ca. 7 cm. Groppen konnten keine beobachtet werden.

Ob die Konstruktion für schwimmschwache Fische passierbar ist, bleibt unklar. Weitere Versuche mit markierten Groppen oder Grundeln wären nötig.

Schon nach gut einem Monat zeigte sich Aufwuchs auf der Sperre. Ob dieser den Krebsen bei der Überwindung der Sperre hilft, ist nicht bekannt. Im Bereich der Sperre wurden Verwirbelungen festgestellt, die eine ungleichmässige Strömungsgeschwindigkeit zur Folge hatten und so partiell eine Überwindung durch Flusskrebse ermöglichen könnte. Die Schaffung einer laminaren Strömung im Bereich der Sperre ist anzustreben. GFK hat sich in diesem Fall bewährt, da es einfach möglich war, die Konstruktion mit abgerundeten Ecken zu erstellen. Zusätzlich ist der Einbau einer GFK-Sperre um einiges einfacher als eine vergleichbare aus Edelstahl.

Schlussfolgerung und Ausblick

Oftmals wird auf den Einbau einer Krebssperre verzichtet, da deren Funktionalität nicht garantiert werden kann, Referenzobjekte fehlen oder einfach passiv abgewartet wird. Dies hat zur Folge, dass sich invasive Flusskrebsarten weiterverbreiten, einheimische Arten verdrängen und Lebensräume besetzten. Aus Sicht der KFKS ist genügend Wissen vorhanden, um Sperren zu bauen, die eine weitere Ausbreitung verhindern können.

Die gesammelten Erfahrungen ermöglichen es, Konstruktionsfehler zu vermeiden und individuelle Sperren zu entwickeln. Ein weitaus grösseres Problem besteht im Konflikt mit der Gesetzgebung in der Schweiz, welche die Kantone beauftragt, künstliche Hindernisse aus Gewässern zugunsten der Fischgängigkeit zu entfernen. Hier muss unbedingt eine Interessensabwägung stattfinden und je nach Situation entweder zugunsten der gefährdeten bzw. stark gefährdeten Flusskrebsarten oder der Fischgängigkeit auch für schwimmschwache Fische entschieden werden. Die Notwendigkeit, dass jegliche Seitenarme von Gewässern, welche heute Refugien der einheimischen Flusskrebsarten darstellen (Stucki & Zaugg, 2011), für gesunde Fischpopulationen notwendig sind, ist nicht bewiesen. Auch kann argumentiert werden, dass invasive Flusskrebsarten aufgrund ihrer Schlüsselrolle im Gewässer negative Einflüsse auf das gesamte Ökosystem haben können (Ficetola et al. 2012) und auch mit den Fischen um Nahrung und Verstecke konkurrenzieren (Vaessen & Hollert, 2015). Dieses Umdenken und die individuelle Betrachtung jedes Falls sind dringend nötig, um die weitere Ausbreitung invasiver Flusskrebse zu verhindern und hohe zukünftige Kosten zu vermeiden. Wir plädieren darum für das proaktive statt reaktive Handeln.

Dank

An dieser Stelle wollen wir den Projektunterstützern danken: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Fondsbeitrag naturemade star KW Ruppoldingen der Alpiq Hydro Aare AG (Kanton Solothurn), naturemade star-Fonds von ewz (Stadt Zürich), Kanton Basel-Stadt, Kanton Genf, Kanton Jura, Kanton St. Gallen, Kanton Thurgau und Kanton Tessin für die finanzielle Unterstützung.

Weiterer Dank geht an Marco Testa, Georg Hasler, Hans-Peter Jerman, Andreas Hertig, Daniel Probst, Andreas Ochsenbein, Severin Bühler, Christian Zaugg, Christian Tesini, Patrick Frey und Dario Gunti, die das Projekt mit ihrem Einsatz tatkräftig unterstützt haben.

Literatur

Ficetola, G. F., Siesa, M. E., De Bernardi, F. & Padoa-Schioppa, E. (2012): Complex impact of an invasive crayfish on freshwater food webs. Biodiversity and Conservation, 21: 2641–2651.

Frings, R. M., Vaessen, S. C. K., Gross, H., Roger, S., Schüttrumpf, H. & Hollert, H. (2013): A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. Biological Conservation, 159: 521–529.

Hefti, D. & Stucki, P. (2006): Crayfish management for Swiss waters. Bull. Fr. Pêche Piscic., 380–381: 937–950.

Krieg, R. & Zenker, A. (2016): Krebssperren als Verbreitungsgrenze invasiver Flusskrebse in Fischtreppen und natürlichen Fliessgewässern. Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), www.flusskrebse.ch – unveröffentlicht: 12 S.

Krieg, R. & Zenker, A. (2014): Krebssperren: Feldversuche in einer Fischtreppe, einem natürlichen und einem verbauten Gewässer. Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), www.flusskrebse.ch – unveröffentlicht: 12 S.

Krieg, R., Zenker, A. & Jean-Richard, P. (2013): Krebssperren in kleineren Gewässern. Amt für Veterinär- Jagd und Fischereiwesen, Sissach, nicht publiziert: 8 S.

Light, T. (2003): Success and failure in a lotic crayfish invasion: the roles of hydrologic variability and habitat alteration. Freshwater Biology, 48: 1886–1897.

Peay, S. & Füreder, L. (2011): Two indigenous European crayfish under threat – how can we retain them in aquatic ecosystems for the future? Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst., 401: 17 S.

Stucki, P. & Zaugg, B. (2011): Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1104: 61 S.

Vaessen, S. & Hollert, H. (2015): Impacts of the North American signal crayfish *(Pacifastacus leniusculus)* on European ecosystems. Environ. Sci. Eur., 27: 33 S.

Anschrift der Autoren

Raphael Krieg und Dr. Armin ZenkerKoordinationsstelle
Flusskrebse Schweiz
Fachhochschule Nordwestschweiz
Gründenstrasse 40, CH-4132 Muttenz
raphael.krieg@fhnw.ch, armin.zenker@fhnw.ch

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 45–50, Vaduz 2018

CHRISTOPH DÜMPELMANN

Fluktuation von Signalkrebsen *(Pacifastacus leniusculus)* in einer Reuse während einer Nacht – was fangen wir?

Christoph Dümpelmann
Geboren 1962, Studium der Biologie in Marburg (1985-1992) und seit 1993 freiberuflich als Gutachter mit Schwerpunkt im Gewässerbereich tätig. Seit 1992 Fischereiberater des Landkreises Marburg-Biedenkopf und seit 1998 durch das Regierungspräsidium Kassel öffentlich bestellter und vereidigter Sachverständiger für Fischerei. Geschäftsführer des «Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie» in Marburg/Lahn. Die Tätigkeitsschwerpunkte sind Erfassungen und Bewertung limnologischer Organismengruppen (besonders Fische, Krebse und Muscheln) sowie diese betreffende, wasserbauliche Massnahmen, Eingriffe und Schutzstrategien. Des Weiteren fisch- und fischereiwirtschaftliche Fragestellungen, Nutzungsmanagement, Artenschutz, Umgang mit invasiven Arten, Schulung von Ehrenamtlichen und anderweitig an Gewässern Tätigen und Interessierten.

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht beschäftigt sich mit der Fluktuation von Signalkrebsen in handelsüblichen Krebsreusen (PIRAT©) während einer Fangnacht in einem Stillgewässer. Da die Bereusung von gebietsfremden Krebsarten häufig zu deren Reduzierung angewendet wird, sollten aus den hier vorgestellten Untersuchungen Handlungsanweisungen erarbeitet werden, wie Signalkrebse möglichst effektiv (und damit kostengünstig) aus einem Stillgewässer entfernt werden können. Es zeigte sich, dass Signalkrebse während einer Fangnacht in nicht unerheblichem Masse die Reusen wieder verlassen und dadurch der Fangerfolg der Reusen nach einer Nacht beschränkt bleibt.

Einleitung

Im Rahmen Bekämpfung des gebietsfremden Signalkrebses (*Pacifastacus leniusculus*) erfolgten an einem isolierten Steinbruchgewässer ab August 2014 bis Juli 2017 (aktueller Stand) Bereusungen und Entnahmen aller gefangenen Signalkrebse. Das Gewässer befindet sich in der Randlage des Rheinischen Schiefergebirges im Gladenbacher Bergland im Westen von Hessen im Landkreis Marburg-Biedenkopf (Deutschland). Der geogene Untergrund besteht aus Diabas und Basalt. Der Steinbruch liegt auf ca. 500 m NN, ist ca. 0,47 ha gross und an seiner tiefsten Stelle ca. 12 m tief.
Nach der bergbaulichen Nutzungsaufgabe ca. 1970 erfolgte die Flutung des Steinbruchs und der Erwerb durch den Landesverband des Naturschutzbundes (Nabu) Hessen. Das Gebiet des Steinbruchs und seines Umfeldes dient seither dem Schutz seltener Tier- und Pflanzenarten, welche sich auf den offenen Rohböden einstellten. Aus naturschutzfachlichen Gründen ist besonders das Vorkommen der Geburtshelferkröte (*Alytes obstreticans*) zu nennen, welche bis vor einigen Jahren noch mit mehreren Dutzend rufender Männchen im Steinbruch Kohlenacker nachgewiesen werden konnte

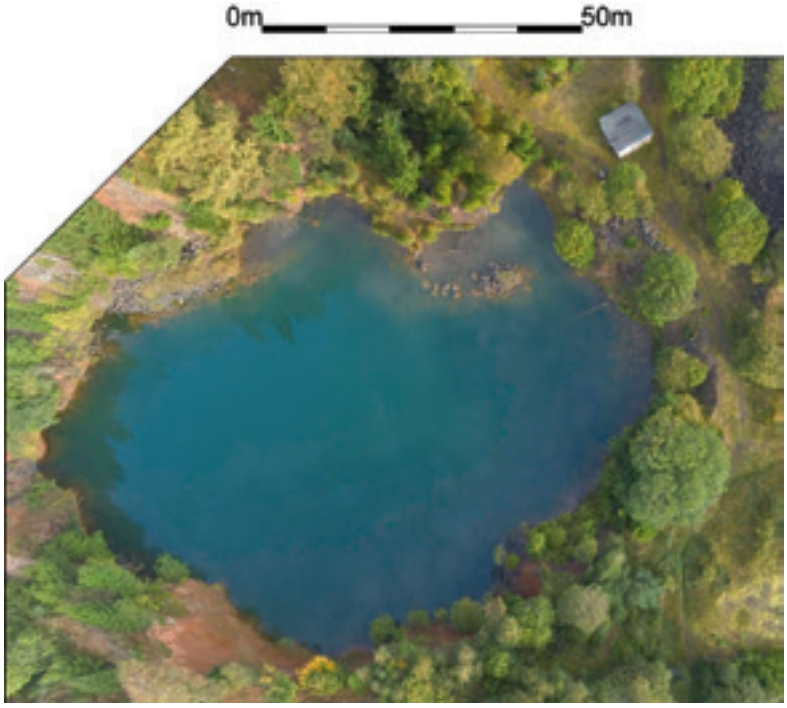
(Nabu Hessen, mdl. Mitt.). Nachdem die Nachweise von dieser Art mehr und mehr zurückgingen, erfolgten im Frühjahr 2014 erstmalig Amphibienerfassungen im Wasserkörper des Steinbruchs mittels Molchreusen. Dabei wurden in diesen unbeköderten Kleinfischreusen zahlreiche Signalkrebse gefangen. Durch diese Funde beunruhigt, begann der Nabu in fachlicher Zusammenarbeit und Unterstützung des Büros für Fischbiologie & Gewässerökologie aus Marburg den Versuch, die Zahl der Signalkrebse mittels Bereusungen zu dezimieren. Die Bereusungen begannen im August 2014 und dauern fortlaufen 2017 noch an. Im Rahmen dieser «Reduktionsbereusungen» erfolgten Auswertungen der Daten in mehrfacher Hinsicht, die meisten wurden von Schubert (2017) dargestellt. Durch die isolierte Lage, das Fehlen eines Zu- und Abflusses sowie das Fehlen von Fischen (Ausnahme: Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*)) als Prädatoren im untersuchten Steinbruch «Kohlenacker» bieten sich Untersuchungen zur Populationsökologie und zur Bestandsveränderungen an, da viele unwägbare Faktoren, die Freilandarbeiten sonst erschweren, wegfallen.

Dies sind besonders.

a) Zu- und Abwanderung von Tieren der Population.
b) Prädation durch Fische.
c) Einträge im Einzugsgebiet (landwirtschaftliche Einträge, Krebspesteintrag etc.).

Die relativ geringe Grösse des Gewässers machen eine flächenhafte Bearbeitung und Erreichbarkeit darüber hinaus einfach.

Abb. 1 ***Luftbild des Steinbruchs «Kohlenacker»***



Da das übliche Verfahren bei Bereusungen das Stellen der Reusen am Abend und deren Hebung am Morgen ist, bleibt bis auf wenige bisher durchgeführte Untersuchungen (Westman et al. 1978) unklar, welche Fluktuation während der Nacht in und aus der Reuse stattfindet.

Zwar erfolgten zahlreiche Untersuchungen zur Effektivität verschiedener Reusentypen (Bean & Huner 1978, Westmann et al. 1978, Paillisson et al. 2011, Brown et al. 2015, Ulikowski et al. 2017), doch lediglich bei Westman et al. (1978) wurden auch die «escape rates» angegeben, um die Effektivität bestimmter Reusentypen zu vergleichene. Verschiedene Punkte zur Bereusung von Krebsen wurden z.T. experimentell und auch im Freiland untersucht und bisherige Hypothesen gehen von folgenden Punkten aus:

1. Die Attraktivität eines Köders bestimmt den Fangradius einer Reuse.
2. Grössere (und damit «dominante») Krebse werden bevorzugt gefangen.
3. Kleinere Krebse meiden die Reuse, wenn grössere bereits in ihr sind.
4. Nach Auffressen des Köders erlischt die Lockwirkung
5. Die bereits in der Reuse gefangenen Krebse haben eine Scheuchwirkung auf Krebse ausserhalb der Reuse.
6. Nach Erlöschen der Lockwirkung des Köders verlassen mehr Krebse die Reuse als einlaufen.

Material und Methoden

Im Rahmen der Bekämpfung des Signalkrebses im Steinbruch «Kohlenacker» erfolgten Bereusungen mittels den weit verbreitet genutzten Krebsreusen PIRAT© *(Abb. 2).* Die Bereusungen erfolgten von August 2014 bis Dezember 2014 sowie vom 25.04.2015 durchgehend bis 30.12.2016 im zweiwöchigen Rhythmus mit zehn bis 30 Reusen pro Nacht. Alle gefangenen Signalkrebse wurden vermessen (TL), das Geschlecht wurde bestimmt und die Tiere entnommen. Bis November 2015 wurde sowohl Katzenfutter, als auch toter Fisch als Köder verwendet; nach diesem Termin ausschliesslich toter Fisch, da der Einheitsfang (CPUE) pro Reuse und Nacht mit diesem Köder deutlich über dem Einheitsfang bei Verwendung von Katzenfutter lag (Dümpelmann 2015).

Abb. 2 ***Die im Rahmen des Projekts verwendete Krebsreuse (Typ PIRAT©)***

Da die Einheitsfänge über den gesamten bisherigen Fangzeitraum bei den über Nacht gestellten Reusen z.T. sehr hoch waren (vgl. *Abb. 3)*, stellte sich die unter den o.g. Hypothesen aufdrängende Frage, wie viele Krebse laufen in einer Nacht in eine Reuse hinein – und ggf. wieder hinaus. Um dieser Frage nachzugehen, wurden in den Nächten 20.–21. September 2016 zwei Reusen sowie in den Nächten 17.–18.05.2017, 02.–03.06.2017 und 17.–18.07.2017 jeweils drei Reusen stündlich geleert. Neben diesen «24h-Reusen» wurden im Mai und Juli 2017 zusätzlich jeweils 17 Reusen, im Juni 2017 zusätzlich 22 Reusen sowie im September 2016 zusätzlich 18 Reusen «normal» gestellt (von abends ca. 19.00 Uhr bis morgens ca. 07.00 Uhr).

Die «24h-Reusen» lagen in einem Abstand von drei bis maximal sechs Metern zu den nächstgelegenen «normalen» Reusen. Die Leerungen dieser «24h-Reusen» erfolgten stündlich über 24h, während die anderen Reusen die ganze Nacht am Fangort blieben und morgens geleert wurden. Der einzige Unterschied zwischen den «24h-Reusen» und den «normalen» Reusen war die stündliche Entnahme der gefangenen Krebse aus den «24h-Reusen». Die jeweilige Leerung der Reusen dauerte maximal zwei Minuten pro Reuse und stellte keine wesentliche zeitliche Unterbrechung der Bereusung bei den «24h-Reusen» dar.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der vier «24h-Bereungstermine» wurden hinsichtlich Einheitsfang (CPUE) mit den parallel zu den «24h-Reusen» gestellten anderen Reusen verglichen.

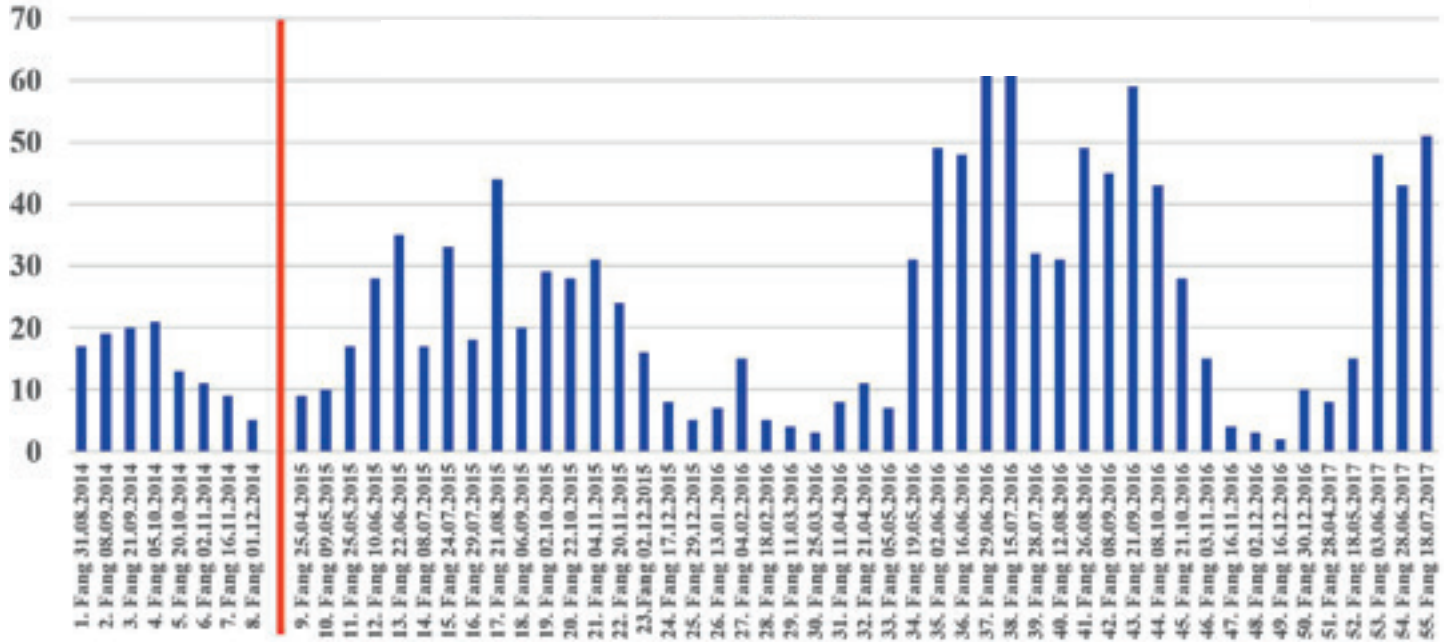
Hierbei seid nochmals darauf verwiesen, dass die stündlich entleerten Reusen in einem relativ dichten Abstand zu benachbarten Reusen lagen, welche erst am Morgen nach 12 h Stunden Fangzeit geleert wurden. Der Reusenabstand entspricht ungefähr dem Abstand von fünf Metern, welchen Abrahamson (1978) bei Verbreitungs- und Dichtekartierungen sowie Untersuchungen zur Aktivität und Fangbarkeit am Signalkrebsbestand im Lake Tahoe wählte.

Es zeigte sich, dass die Reusen, welche stündlich geleert wurden, zwischen doppelt bis fünfmal so viel Signalkrebse fingen, wie die normal über die ganze Nacht gestellten Reusen. Diese Befunde werden gestützt durch die Einheitsfänge der an den übrigen Fangterminen in den Monaten Mai – Oktober gestellten Reusen (vgl. *Abb. 3*).

Tab. 1: ***Vergleich der Einheits- und Gesamtfänge der «24h-Reusen» mit den über Nacht gestellten Reusen («normale Reusen»)***

Datum	CPUE «24h-Reusen»	CPUE «normale Reusen»	Gesamtfang «24h-Reusen» vs «normale Reusen»	Faktor CPUE «24h-Reusen» / «normale Reusen»
20.–21.09. 2016	252 (n = 2)	59 (n = 18)	504 vs 1062	4,3 : 1
17.–18.05. 2017	33 (n = 3)	15 (n = 17)	99 vs 255	2,2 : 1
02.–03.06. 2017	163 (n = 3)	48 (n = 22)	489 vs 1056	3,4 : 1
17.–18.07. 2017	252 (n = 3)	51 (n = 17)	756 vs 867	4,9 : 1

Abb. 3 ***Einheitsfänge aller bisherigen Fangnächte am Steinbruch Kohlenacker (n=55). Die rote Linie markiert die Bereusungspause im Winter 2015/2016. Reusenstandzeiten über Nacht – 12h.***



An 11 Terminen im Mai-Oktober 2015 wurden im Durchschnitt 25 Tiere pro Reuse gefangen, an 13 Terminen im Mai-Oktober 2016 waren es im Durchschnitt 43 Tiere pro Reuse und an den bisherigen vier Terminen ab Mai 2017 wurden im Durchschnitt 40 Signalkrebse pro Reuse gefangen. Das bedeutet, dass die in *Tabelle 1* erzielten Einheitsfänge der «normalen» Reusen nicht unterdurchschnittlich im Vergleich zu anderen Bereusungsterminen gefangen haben. Sie sind hinsichtlich ihres Fanges also nicht von den zwei bzw. drei «24h-Reusen» beeinflusst. Daher ist davon auszugehen, dass diese Reusen in den vier entsprechenden Nächten gefangen haben wie an anderen Terminen auch.
Der deutlich erhöhte Fang in den stündlich geleerten Reusen resultiert daher aus diesen Leerungen.

Diskussion

Neben Westmann et al. (1978), welcher an unterschiedlichen Reusentypen die Fluktuationsrate aus den Reusen hinaus untersuchte, gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die sich mit dem Einfluss von Ködern in Krebsreusen (Balik et al. 2003, Policar & Kozák 2005, Bolat et al. 2009) auseinandersetzen sowie verschieden Arbeiten zur Fangeffektivität im Sinne von wirtschaftlicher Nutzung der Bestände (z.B. Pfister & Romaire 1983, Somers & Stechey 1986, Harlioğlu 1999, Ulikowski & Traczuk 2008).
Da die Bekämpfung des in Europa invasiven Signalkrebses in Zukunft im Rahmen der neuen EU-Verordnung zur Bekämpfung invasiver Neobiota (EU 2014 – in Kraft seit 01.01.2015, EU 2016) in bestimmten Gewässern durchgeführt werden muss, um z.B. die Restbestände einheimischer Krebsarten vor der Ausrottung durch den Signalkrebs zu schützen, spielen mögliche Bekämpfungsmassnahmen und ihre Effektivität eine grosse Rolle. Zumeist werden Signalkrebse aktuell in Deutschland mittels Bereusungen «bekämpft» (Fliedner 2007, Gimpel 2013+2014, Hennings 2008–2010, 2014a+b, 2011–2016). Dabei kommen oft die transportpraktischen Reusen vom Typ PIRAT©, wie sie auch bei den hier geschilderten Untersuchungen benutzt wurden, zum Einsatz. Während in anderen EU-Ländern auch andere Methoden zusätzlich (Reeve 2004, Dana et al. 2010) oder exklusiv (Stebbing et al. 2003, Peay & Hiley 2006, Peay et al. 2006, Ljunggren & Sundin 2010, Sandodden & Johnsen 2010) zur Bekämpfung von Signalkrebsen durchgeführt werden, scheitern diese in Deutschland bisher an grundsätzlichen Bedenken hinsichtlich Tierschutz, Fischereirecht und potentiellem Umweltschaden.
Die hier gezeigten Ergebnisse in einem intensiv bereusten Signalkrebsbestand (Schubert 2016) zeigen, dass rechnerisch in den nicht stündlich geleerten Reusen zwischen ca. 50 % und ca. 80 % der Krebse, die in die Reuse gelangten, diese im Laufe der Nacht wieder verlassen haben. Dies bedeutet, dass trotz hoher Dichten der untersuchten Population nur ein kleiner Teil der gefangenen Signalkrebse in der Reuse verbleibt. Dieser Effekt wird durch folgende Faktoren beeinflusst:

1. Hohe Dichte an Krebsen in der Reuse (Stressvermeidung, Flucht).
2. Nachlassende Wirkung des Köders durch Auffressen.
3. Zufälliges Auffinden der Reusenöffnungen

Neben den von Schubert (2017) gezeigten populationsbiologischen Effekten auf die Population im gleichen Gewässer, welche u. a. von Moorhouse & Mcdonald (2011) sowie Stancliffe-Vaughan (2015) auch für Populationen in Fliessgewässern gezeigt werden konnten (schnelleres Wachstum der Jungtiere, höhere Überlebensraten der Jungtiere durch geringere intraspezifische Konkurrenz incl. Prädation sowie Selektion auf langsames Wachstum in Verbindung mit Geschlechtsreife bei geringerer Grösse (Fürst 1977)) führen die gezeigten Ergebnisse zu dem Schluss, dass selbst die eigentliche Entnahme durch die häufig benutzten Reusen nicht ef-

Abb. 4 ***Männchen im Gesamtfang Kohlenacker***

Abb. 5 ***Signalkrebsweibchen mit Eiern***

fektiv ist. Um die Entnahme mittels Reusen zu optimieren, muss von der üblichen Vorgehensweise des Stellens der Reusen «über Nacht» zu einem anderen Einsatz dieser Fangmethodik übergegangen werden.

Folgende Vorschläge können nach den hier dargestellten Untersuchungen und anderen Ergebnissen gemacht werden, um die Effektivität von Krebsreusen zu steigern:

1. Höherer Reusenleerungszyklus (mehrere Male/Nacht)
2. Erneuerung des Köders bei jeder Leerung
3. Modifizierung der Eingangsbereiche der Reusen. Hier zeigten bereits Westman et al. (1978) und Ulikowski et al. (2017), dass das Entkommen aus den handelsüblichen Reusen reduzierbar ist.
4. Modifizierung der Maschenweiten/Gitterabstände der Reusen. Der im vorliegenden Fall und auch sonst häufig in Deutschland benutzte Reusentyp selektiert Krebse mit über fünf Zentimeter Totallänge (Dümpelmann 2015).
5. Um fortpflanzungstypische Reaktionen der Signalkrebspopulation in Folge der Entnahme grösserer Tiere zu verhindern, sollten grundsätzlich alle gefangenen Tiere entnommen werden. Es ist bekannt, dass durch die Entnahme grosser und grösserer Tiere ein Selektionsdruck hin zu Geschlechtsreife bei geringerer Körpergrösse erfolgt (Fürst 1978, Smith & Wright 2000). Daher muss sichergestellt sein, dass trotz möglicher Reusen bedingter Grössenselektion alle fortpflanzungsfähigen Grössenklassen mittels der benutzten Reusen erfasst werden.

Es bleibt jedoch zu bedenken, dass der Einsatz von Reusen zur «Bekämpfung» oder gar zur «Eliminierung» von Signalkrebsen eine schlechte Wahl ist. Selbst nach mehrjährigem intensiven Bereusen in dem hier dargestellten isolierten kleinen Stillgewässer steigt die Individuendichte (dargestellt als Einheitsfang) noch an. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Bohl (2001) in einem Bachabschnitt und nach 30-monatiger Bereusung des Signalkrebsbestandes. Der bereits aktuell hohe Bereusungsaufwand wird durch die nachgewiesene hohe Fluktuation in einer Nacht aus den Reusen hinaus stark abgeschwächt. Eine weitere Intensivierung in Bezug auf Reusenmodifikationen und Bereusungsaufwand (vgl. Punkte 1 und 2 oben) ist nötig, um die populationsbiologischen Reaktionen der Signalkrebspopulation auf die bisherigen Eingriffe zu kontern und eine mögliche Reduktion der Population zu erreichen. Es bleibt unter den gegebenen Umständen fraglich, ob dies mittels Bereusungen gelingen kann.

Literatur

Abrahamson, S. (1978): Trappability, locomotion, and diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* DANA. Freshwater Crayfish 5: 239–253.

Balik, I., Çubuk, H. & Uysal, R. (2003): Effect of Bait on Efficiency of Fyke-nets for Catching Crayfish *Astacus leptodactylus* Esch., 1823. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 3: 1–4.

Bean R.A. & Huner, J.V. (1978): An evaluation of selected crawfish traps and trapping methods. Freshwater Crayfish 4: 141–152.

Bohl, E. (2001): Invasion fremder Krebsarten – was ist noch zu retten? Vortrag auf der 15. SVK-Tagung am 19./20.02.2001 in Fulda-Künzell, Tagungsband, 13 Seiten.

Bolat, Y., Mazalum, Y., Günlü A., Bilgin S. & Izci, L. (2009): Effectiveness of Bait and Unbait in Traping of Astacid Crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch., 1823). Conservation and Management of Balkan Freshwater Fishes. COMBAFF I. Conference, Abstract Book, May, 20–24 2009.

Brown P., Hunt T.L. & Giri, K. (2015): Effects of gear type, entrance size and soak time on trap efficiency for freshwater crayfish *Cherax destructor* and *C. albidus.* Marine and Freshwater Research 66: 989–998.

Dana, E.D., López-Santiago J., García-de-Lomas J., García-Ocaña D.M., Gámez V. & Ortega, F. (2010): Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. Aquatic Invasions 5 (3): 317–322.

Dümpelmann, C. (2015): Reduzierung einer Signalkrebspopulation durch Bereusung – Machbar oder nicht? Vortrag auf dem 7. Internationales Flusskrebsforum des forum flusskrebse Möllbrücke/Kärnten.

EU (2014): Amtsblatt der Europäischen Union L 317/35 vom 04.11.2014 – VERORDNUNG (EU) Nr. 1143/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.

EU (2016): Amtsblatt der Europäischen Union L 189/4 vom 14.07.2016 DURCHFÜHRUNGSVERORDNUNG (EU) 2016/1141 DER KOMMISSION vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung gemäss der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates.

Fliedner, H.-J. (2007): Gezielte Vermarktung des Amerikanischen Signalkrebses und Untersuchung des Frassdrucks von Raub- und Friedfischen auf den Amerikanischen Signalkrebs in der Itz (Gewässerabschnitt Wassergasse Coburg bis Flurbereinigungsbrücke Niederfüllbach). Im Auftrag von Bezirk Oberfranken, Bayreuth Fachberatung für Fischerei, 32 Seiten + Anhang.

Fürst, M. (1977): Flodkräftan och signalkräftan i Sverige 1976 (Summary: The crayfish *Astacus astacus L.* and *Pacifastacus leniusculus* Dana in Sweden 1976). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 10. 32 pp.

Gimpel, K. (2013 & 2014): Fang und Verwertung von Signalkrebsen (Pacifastacus leniusculus) zum Schutz der bekannten Steinkrebspopulationen *(Austropotamobius torrentium)* im Gewässersystem Schwarzbach/Ts. in den Jahren 2013 und 2014. Jährliche Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Obere Fischereibehörde. Online unter: https://rp-darmstadt.hessen.de/umwelt/landwirtschaftfischereiweinbau/fischerei/fischartenschutz/steinkrebs

Harlioğlu, M. M. (1999): The efficiency of the Swedish trappy in catching freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* and *Astacus leptodactylus.* Turkish Journal of Zoology, 23(1): 93–98.

Hennings, R. (2008–2010): Massiver Fang invasiver Signalkrebse *(Pacifastacus leniusculus)* im Einzugsgebiet der Weschnitz 2010 Massnahme zum Schutz von Vorkommen des Steinkrebses *(Austropotamobius torrentium)* im Bereich des FFH-Gebietes 6318-307 «Oberlauf der Weschnitz und Nebenbäche» (Kreis Bergstrasse). Jährliche Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Obere Fischereibehörde. Online unter: https://rp-darmstadt.hessen.de/umwelt/landwirtschaftfischereiweinbau/fischerei/fischartenschutz/steinkrebs

Hennings, R. (2011–2016): Fang und Verwertung von Signalkrebsen *(Pacifastacus leniusculus)* zum Schutz der bekannten Steinkrebs-

populationen im Gewässersystem der oberen Weschnitz/Odenwald im Jahr 2014. Jährliche Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Obere Fischereibehörde. Online unter: https://rp-darmstadt.hessen.de/umwelt/landwirtschaftfischereiweinbau/fischerei/fischartenschutz/steinkrebs

Hennings, R. (2014a): Fang und Verwertung von Signalkrebsen *(Pacifastacus leniusculus)* zum Schutz der Edelkrebspopulation im Rehbach (Obere Mümling) im Jahr 2014; Signalkrebsmanagement Mümlinggebiet Massnahme zum Schutz von Vorkommen einheimischer Flusskrebse im oberen Mümlinggebiet. Online unter: https://rp-darmstadt.hessen.de/sites/rp-darmstadt.hessen.de/files/content-downloads/Projektbericht_M%C3%BCmling_2014.pdf

Hennings, R. (2014b): Fang und Verwertung von Signalkrebsen *(Pacifastacus leniusculus)* zum Schutz der bekannten Stein- und Edelkrebspopulationen im Gewässersystem Obere Gersprenz im Jahr 2014; Signalkrebsmanagement. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Obere Fischereibehörde. Online unter: https://rp-darmstadt.hessen.de/umwelt/landwirtschaftfischereiweinbau/fischerei/fischartenschutz/steinkrebs

Ljunggren, N. & Sundin, J. (2010): Eliminering av signalkräfta på Gotland - En redovisning av utförda åtgärder inom åtgärdsprogrammet för bevarande av flodkräfta under 2007–2009. Länsstyrelsen i Gotlands län – Visby 2010. ISSN 1653-7041.

Moorhouse, T.P. & Mcdonald, D.W. (2011): The effect of removal by trapping on body condition in populations of signal crayfish. Biological Conservation Volume 144 (6): 1826–1831.

Paillison J.-M., Soudieux A. & Damien, J.-P. (2011): Capture efficiency and size selectivity of sampling gear targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 401, 06. DOI: 10.1051/kmae/2011015.

Peay S., Hiley P.D., Collen P. & Martin, I. (2006): Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380–381: 1363–1379.

Peay, S. & Hiley, P. (2006): Biocide trial to eradicate signal crayfish in the North Esk catchment. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 122 (Purchase Order No. 9725).

Pfister, V.A. & Romaire, R.P. (1983): Catch efficiency and retentive ability of commercial crawfish traps. Aquacultural Engineering 2 (2): 101–118.

Policar, T. & Kozák, P. (2005): Comparison of trap and baited stick catch efficiency for noble crayfish *(Astacus astacus L.)* in the course of the growing season. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 376–377: 675–686.

Reeve, I. D. (2004): The removal of the North American signal crayfish *(Pacifastacus leniusculus)* from the River Clyde. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 020 (ROAME No. F00LI12).

Sandodden, R. & S. I. Johnsen (2010): Eradication of introduced signal crayfish *Pasifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET.® Aquatic Invasions 5 (1): 75–81.

Schubert, L. (2016): «Populationsentwicklung von *Pacifastacus leniusculus* (Dana,1825) in einem Steinbruch». Masterarbeit Philipps-Universität Marburg 2016.

Schubert, L. (2017): Effekt der Entnahme von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*, DANA 1825) auf die verbleibende Population. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, Bd. 40, S. 51–56

Somers, K.M. & Stechey, D.P.M. (1986): Variable trapability of crayfish associated with bait type, water temperature and lunar phase. American Midland Naturalist 116: 36–44.

Stancliffe-Vaughan, A. E. (2015): Sampling UK *Pacifastacus leniusculus* (DANA, 1852): The effect of trapping on population structure. Master-thesis Anglia Ruskin University 2015.

Stebbing P.D., Watson G.J., Bentley M.G., Fraser D., Jennings R., Rushton S.P. & Sibley, P.J. (2003): Reducing the threat: The potential use of pheromones to control invasive signal crayfish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 370–371: 219–224.

Ulikowski D. & Traczuk, P. (2008): The comparision of effectiveness two crayfish traps: new construction Vulkan and standard Evo. International Association of Astacology, 17. Symposium Kuopio Finland. Program and Abstracts: 92.

Ulikowski D., Chybowski Ł., Traczuk P. & Ulikowska, E. (2017): A new design of crayfish traps reduces escaping and improves opportunities for long-term catching. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 17: 363–369.

Westman K., Pursiainen M. & Vilkman, R. (1978): A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. Freshwater Crayfish 4: 235–242.

Anschrift des Autors

Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie
Dipl.-Biol. Christoph Dümpelmann
Zeppelinstraße 33,
D-35039 Marburg/Lahn
vimbavimba@web.de

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 51–56, Vaduz 2018

LUCAS SCHUBERT

Effekt der Entnahme von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*, Dana 1825) auf die verbleibende Population

Lucas Schubert
Geboren 1991 in Marburg (Lahn), Msc in Biodiversität und Naturschutz an der Philipps-Universität Marburg, Bsc in Biologie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Zusammenfassung

Invasive Flusskrebse stellen eine grosse Gefährdung der heimischen aquatischen Ökosysteme dar. Zur Bekämpfung von nicht heimischen Flusskrebsen werden häufig Krebsreusen benutzt, obwohl dessen Effektivität umstritten ist. In dieser Arbeit wurde der Effekt durch das Stellen von Reusen über einen 2,5 jährigen Zeitraum auf eine isolierte Signalkrebspopulation untersucht. Dabei ist der CPUE (catch per unit effort) im Verlauf der Bereusung nicht gesunken, gegenteilig im zweiten Jahr sogar angestiegen. Dieser Anstieg ist vor allem durch den vermehrten Fang von Jungtieren im letzten Fangjahr zu erklären. Gleichzeitig ist der Fang von grossen Signalkrebsen zurückgegangen. Die Ergebnisse stimmen mit der Thesis überein, dass durch Stellen von Reusen keine effektive Dezimierung einer Signalkrebspopulation stattfinden kann. Gegenteilig führte dies sogar zu einer erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungtiere und einer erhöhten Wachstumsrate innerhalb der verbleibenden Population.

Einleitung

Das Einschleppen von invasiven Flusskrebsen in Europa hat zum Rückgang der Biodiversität sowie zur Verdrängung heimischer Flusskrebsarten in aquatischen Ökosystemen geführt (Gherardi et al. 2001,Rodri´guez et al. 2005, Holdich et al. 2009). Flusskrebse nehmen in aquatischen Ökosystemen die Rolle einer «Keystone species» ein, wodurch das Entfernen oder Einführen einer solchen Art massive Auswirkungen auf das Ökosystem haben kann (Gherardi et al. 2001, Chucholl 2016).

Der amerikanische Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)* ist in Deutschland als schädlichster invasiver Flusskrebs einzuordnen (Chucholl 2016). Wie alle amerikanischen Flusskrebse überträgt er den Krebspest-Erreger (Edgerton et al. 2004). Allerdings ist er durch seine hohe Reproduktionsfähigkeit und einer höheren Wachstumsrate gegenüber dem heimischen Flusskrebs zusätzlich überlegen (Ercoli et al. 2014). Aufgrund der Verdrängung durch invasive Flusskrebse und die Gefahr durch die Übertragung der Krebspest gibt es intensive Bemühungen, invasive Flusskrebse aus heimischen Gewässern wieder zu entfernen.

Eine gängige Methode zum Fang von Flusskrebsen ist die Verwendung von Krebsreusen (Freeman et al. 2010). Jedoch ist diese Methodik in Ihrer Effektivität zur Bekämpfung invasiver Flusskrebspopulationen umstritten (Houghton et al. 2017, Westmann et al. 1999).

Beispielsweise ist bei Untersuchungen an Signalkrebspopulationen eine Bevorzugung im Fang von grossen Tieren durch ein manuelles Stellen von Reusen festgestellt worden (Westmann et al. 1999). Durch dieses präferierte Entfernen von grossen Flusskrebsen haben die verbleibenden Jungtiere in der Population eine erhöhte Überlebenswahrscheinlichkeit und können durch fehlende intraspezifische Konkurrenz schneller heranwachsen (Houghton et al. 2017, Moorhouse & Macdonald 2011).

In dieser Arbeit soll geprüft werden, ob ein effektiver Fang von Signalkrebsen mit Reusen überhaupt möglich ist und welchen Einfluss das Stellen von Reusen auf eine Signalkrebspopulation hat. Da durch das zu untersuchende Gewässer, welches eine isolierte Lage und fehlende Prädation auf Signalkrebse aufweist, ein besonderes Versuchsumfeld geboten wird, können Rückschlüsse ohne störende Einflüsse auf die Population gezogen werden.

Fragestellung

Die Untersuchungen am Versuchsgewässer hatten das Ziel, den Effekt der Entnahme von Signalkrebsen auf eine isolierte Population durch das Stellen von Krebsreusen über einen längeren Zeitraum zu dokumentieren. Dabei werden zwei Fragestellungen behandelt:

(a) Gibt es eine Veränderung der Alterszusammensetzung im Laufe der Bereusung,
(b) Ist es möglich, die vorhandene Signalkrebspopulation mit den verwendeten Methoden nachhaltig zu dezimieren.

Material & Methoden

Versuchsgewässer

Das Versuchsgewässer ist ein ehemaliger Diabas-Steinbruch im Landkreis Marburg-Biedenkopf, der im Jahr 1970 geflutet wurde. Das Gewässer breitet sich auf einer Fläche von 4700 m² aus und ist bis zu 11 Meter tief. Es existiert kein Zu- und Ablauf zu dem Versuchsgewässer. Aufgrund der Nutzung als ehemaliger Steinbruch sind grosse Teile des Gewässergrunds von massiven Blocksteinen bedeckt. Zusätzlich sind im Uferbereich Stellen mit Rohrkolben vorhanden (*Typha* spec.) und ein kleiner Bereich in Ufernähe von Wasserpest (*Elodea* spec.) bewachsen.

Im Gewässer existieren neben Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*), als einzige Fischart, nur Amphibien, besonders hier zu nennen sind die Erdkröte (*Bufo bufo*) und Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*).

Die vorhandene Signalkrebspopulation ist nicht von der Krebspest betroffen, da auch Edelkrebse (*Astacus astacus*) im Gewässer vorkommen, welche vereinzelt über den Zeitraum der Bereusung gefangen und wieder zurückgesetzt wurden. Aufgrund der besonderen Lage und des Nicht-Vorhandenseins von Prädatoren für Signalkrebse, bietet dieses Gewässers ein einmaliges, fast isoliertes Versuchsumfeld.

Fang der Signalkrebse

Die Tiere wurden mit Reusen des Typs «Pirat» gefangen. Die Reusen wurden abends in das Gewässer gestellt und morgens wieder herausgenommen. Die maximale Tiefe der Reusen im Gewässer betrug ca. 2 Meter, da sie vom Ufer aus gestellt wurden.

Die erste Bereusung fand am 31.08.2014 statt, darauf folgend im zweiwöchigen Rhythmus. Vom 01.12.2014 bis 25.04.2015 wurden keine Reusen eingesetzt. Ab dem 25.04.2015 wurden die Reusen wieder alle zwei Wochen in das Versuchsgewässer gestellt bis zum 30.12.2016.

Als Köder wurden bis zum 20.11.2015 Katzenfutter und Fisch verwendet (*Squalis cephalus*, *Abramis brama*, *Rutilus rutilus*, *Oncorhynchus mykiss*). Nach dem 20.11.2015 wurde ausschliesslich Fisch als Köder verwendet.

Erhobene Parameter und Auswertung

Die Anzahl der gefangenen Tiere wurde an jedem Fangtag für jede Reuse einzeln notiert, um den catch per unit effort (CPUE) ermitteln zu können. Der CPUE ist als Einheitsfang einer Reuse pro Fangtag im Weiteren zu verstehen. Bei jedem Tier wurde die Totallänge (TL) ermittelt indem es mit Hilfe eines Massbandes auf 1 mm genau von Rostrum bis Schwanzende vermessen wurde. Zusätzlich ist das Geschlecht eines jeden Signalkrebs bestimmt worden.

An jedem Fangtag wurde die Wassertemperatur im Uferbereich gemessen.

Die Auswertung wurde durch Verwendung des Programm RStudio Version 0.98.1091 durchgeführt. Statistische Signifikanzen wurden mit einem Linear-Mixed-Effects Model berechnet, um random und fixed Faktoren berücksichtigen zu können. Zusätzlich wurde ein Pseudo R^2 mit Hilfe des R-packages «MuMIn» berechnet, um die Varianzen der fixed- und random Faktoren zu determinieren.
Die Wachstumsmodelle wurden mit dem Programm FISAT 2 erstellt. Zur Berechnung von K (Wachstumsrate der Population) und Loo (Maximale Grösse eines Organismus innerhalb einer Population bei unendlichem Wachstum) wurden die Totallängen-Mittelwerte (bestimmt durch Bhattacharya-Methode) zu jeder Alterskohorte eines Wachstums-Monats (Mai-September) mit den Alterskohorten-Mittelwerten der nachfolgenden Monate verbunden. Diese wurde nur für das Jahr 2015 und das Jahr 2016 durchgeführt, da im Jahr 2014 nicht ausreichend Daten vorhanden waren.

Umgang mit den Tieren

Alle gefangenen Signalkrebse wurden durch kochendes Wasser abgetötet und verzehrt. Edelkrebse wurden schonend zurück ins Wasser gesetzt.

Ergebnisse

In 50 Fangtagen über einen Zeitraum von mehr als 2,5 Jahren wurden insgesamt 21.085 Signalkrebse gefangen. Das Geschlechterverhältnis über den gesamten Zeitraum betrug 52,4 % Männchen zu 47,6 % Weibchen. Der Mittelwert des CPUE mit Standardfehler des Jahres 2014 lag bei 14,2 +– 1,9; im Jahr 2015 bei 24,2 +– 3,3 und im Jahr 2016 bei 26,3 +– 5,4. In *Abb. 1* ist ersichtlich, dass trotz der Entnahme von Signalkrebsen aus der Population ein Anstieg des CPUE bis zum Ende der Aufnahmedaten stattgefunden hat (Linear Mixed-Effects-Model , p=< 0,001). Die Korrelation von Temperatur und CPUE ist im statistischen Modell berücksichtigt worden. Die Gesamt-Varianz (R^2) des Modells beträgt 88 %, die Varianz alleine für den fixed Faktor «Aufnahme» beträgt 19 %.
Um einen Effekt durch die Entnahme auf die Grösse der Tiere zu untersuchen, wurden zwei weitere Linear-Mixed-Effects Model durchgeführt, mit der Unterscheidung zwischen grossen Signalkrebsen (=> 80 mm TL) und kleinen Signalkrebsen (< 80 mm TL). Diese Unterscheidung basiert auf Literaturwerten zum Erreichen der Geschlechtsreife bei Signalkrebsen sowie der Grösse der eiertragenden Weibchen im Versuchsgewässer.

Grosse und kleine Signalkrebse

Wie in *Abb. 2* zu sehen, sinkt der CPUE der grossen Signalkrebse mit fortlaufendem Aufnahmedatum (p=<0,001). Auch hier ist der Einfluss der Temperatur auf den CPUE gut ersichtlich (rote Kurve).

Abb. 1 ***Darstellung des Linear Mixed-Effects-Model von Aufnahme ~ CPUE (fixed Faktor) & Temperatur (random Faktor). In Blau ist die Regressionslinie dargestellt mit Konfidenzintervallen (graue Schattierung). In Rot ist eine LOESS-Kurve aufgetragen mit Konfidenzintervallen (graue Schattierung), die hier die Temperaturschwankungen wiedergibt. Die senkrechte hellblaue Linie zeigt die Winterpause zwischen Aufnahme 8 & 9. In Rosa hinterlegt sind die Aufnahmedaten, welche eine Wassertemperatur >12 °C aufwiesen. Jahr 2014: Aufnahme 1–8, Jahr 2015: Aufnahme 9–25, Jahr 2016 Aufnahme 26–50***

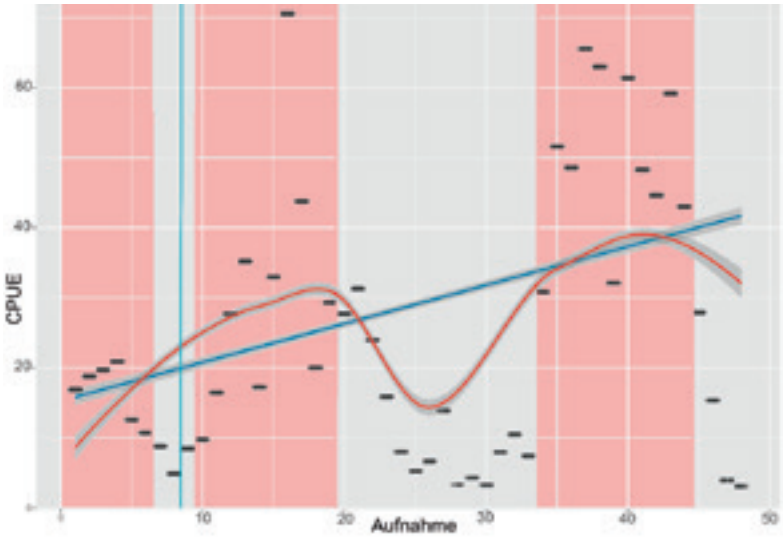
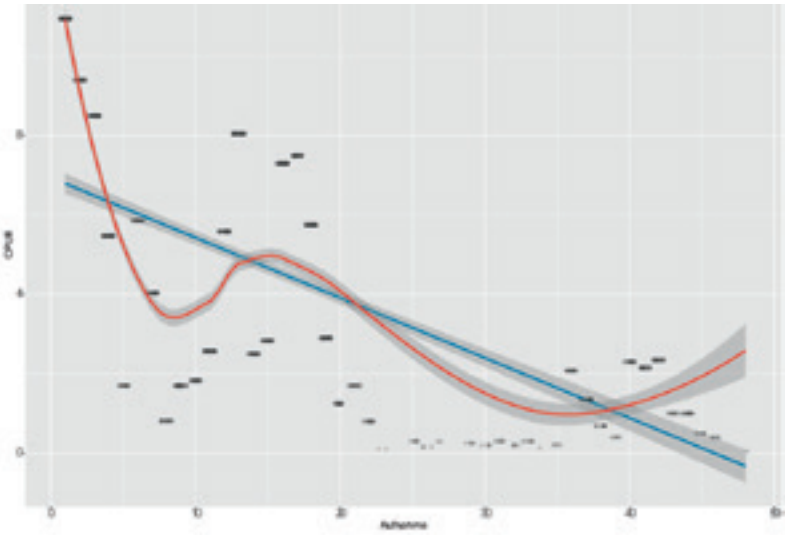


Abb. 2 ***Darstellung des Linear Mixed-Effects-Model von CPUE~ Aufnahme (fixed Faktor) & Temperatur (random Faktor) für Tiere => 80 mm. In Blau ist die Regressionslinie dargestellt mit Konfidenzintervallen (graue Schattierung). In Rot ist eine LOESS-Kurve aufgetragen mit Konfidenzintervallen (graue Schattierung), die hier die Temperaturschwankungen wiedergibt.***



Die Gesamt-Varianz R^2 des Models beträgt 96 %, die Varianz für den fixed Faktor «Aufnahme» beträgt 43 %. Entgegengesetzt zu den grossen Signalkrebsen steigt der CPUE der Signalkrebse im Verlauf der Aufnahmedaten *(Abb. 3)* (p=<0,001). Dabei sind die Schwankungen, die durch den Temperaturverlauf bedingt sind, deutlich zu erkennen *(Abb. 3*, rote Kurve). Insgesamt werden mit dem Linear Mixed-Effects-Model 88 % der Varianzen erklärt, davon 25 % der Varianzen durch die Aufnahmedaten (fixed Faktor).

Wachstumsmodell

Zum Vergleich der Wachstumsmodelle der Jahre 2015 und 2016 wurde die maximale Länge der Signalkrebse auf 130 mm TL (Loo) festgelegt, da dies der maximalen Grösse der gefangenen Tiere im Versuchsgewässer entspricht. Wie in *Abb. 5* zu sehen, ist die Wachstumskonstante K = 0,36 geringer als im Jahr 2016 mit K = 0,41 *(Abb. 6)*. Durch das langsamere Wachstum im Jahr 2015, erreichen die Signalkrebse später die maximal festgelegte Grösse von 130 mm TL als im Jahr 2016. Dies bedeutet, dass Signalkrebse der gleichen Grösse im Jahr 2015 älter sind als im Jahr 2016.

Abb. 3 ***Darstellung des Linear Mixed-Effects-Model von CPUE ~ Aufnahme (fixed Faktor) & Temperatur (random Faktor) für Tiere < 80 mm. Beschreibung wie in Abb. 2***

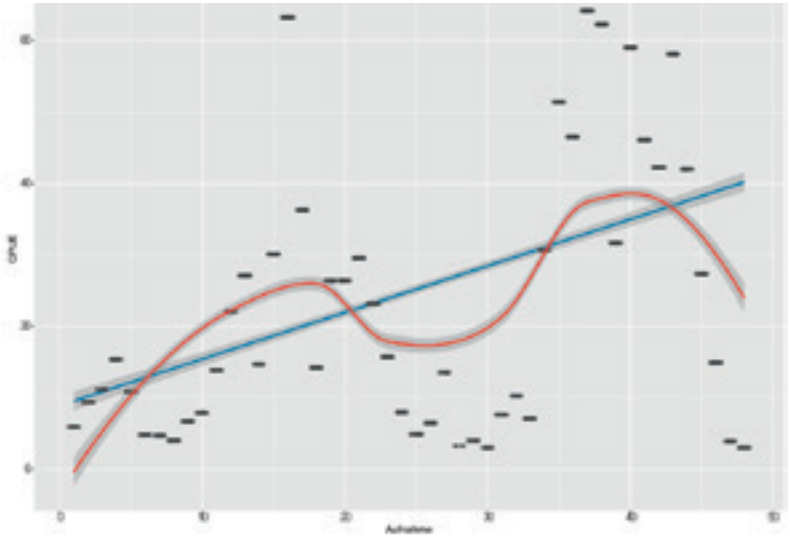


Abb. 4 ***Signalkrebs***

Abb. 5 ***Wachstumsmodell der Signalkrebspopulation im Jahr 2015. Die gelben Punkte stehen für die errechneten Mittelwerte der Altersklassen eines Monats.***

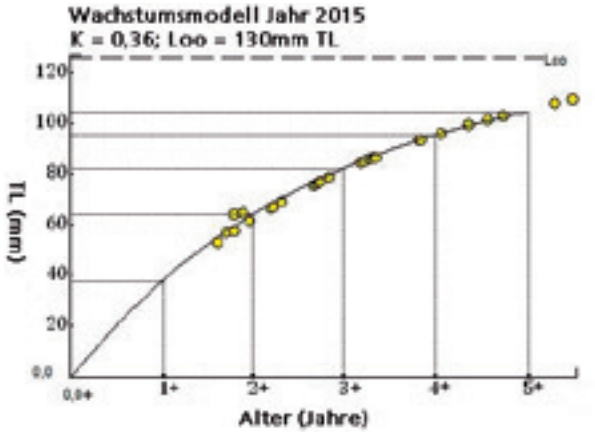
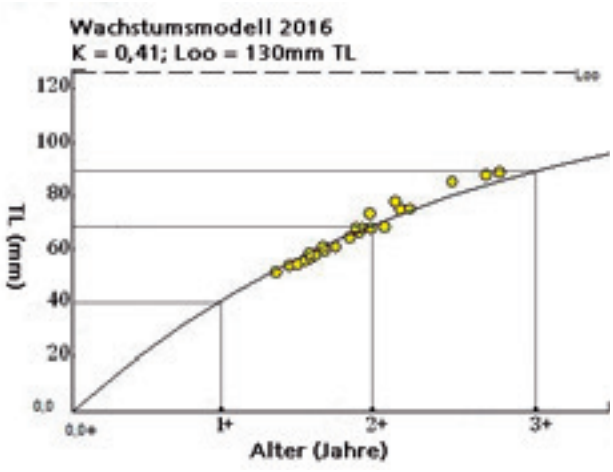


Abb. 6 ***Wachstumsmodell der Signalkrebspopulation im Jahr 2016***



Diskussion & Schlussfolgerung

Mit der Berechnung des Pseudo R^2 des Mixed-Effects-Models wurde der Einfluss, der durch die Temperatur erklärt werden kann, für das jeweilige Modell mit einbezogen. In allen Modellen wurde durch diese Berechnung ein höherer R^2-Wert erreicht als ohne Einbezug der Temperatur. Dies zeigt den Zugewinn der erklärenden Varianzen in einem solchen Modell durch Berücksichtigung von Umweltfaktoren, wie der Temperatur. Gerade bei poikilothermen Lebewesen, wie Flusskrebsen, ist die Beachtung der Temperatur im Zusammenhang mit Einheitsfängen zu berücksichtigen. Durch das höhere Aktivitätslevel der Signalkrebse bei höheren Temperaturen ist ein höherer CPUE zu erwarten (Johnson et al. 2014). Somit ergeben sich die jahreszeitlichen CPUE-Schwankungen, die In *Abb. 1, 2* und *3* ersichtlich sind.

Durch das Fangen von Flusskrebsen mit Hilfe von Reusen werden besonders grosse Krebse bevorzugt gefangen (Westmann et al. 1999). Dies ist bedingt durch die Konkurrenzstärke von grösseren Flusskrebsen gegenüber kleineren (Ranta & Lindström 1993). Dadurch können grosse Signalkrebse den Eintritt von kleineren Tieren in eine Krebsreuse blockieren (Hein et al. 2007, Richards et al. 1996). Dieser selektive Fang von grossen Individuen führt zu einer vermehrten Entnahme von grossen Tieren. Somit kann sich der intraspezifische Konkurrenzdruck bei ausreichender Entnahme von grossen Tieren innerhalb der Population verringern, was wiederum in einer erhöhten Wachstumsrate der verbleibenden Population resultiert (Herberholz et al. 2007, Moorhouse & Macdonald 2011).

In den vorliegenden Ergebnissen ist genau dieser Effekt einer erhöhten Wachstumsrate, der bedingt durch die Entnahme von grossen Flusskrebsen entsteht, zu beobachten. Die Wachstumsrate K des Jahres 2015 ist mit 0,36 niedriger als im Jahr 2016 mit 0,41 bei einer maximalen Grösse von 130 mm TL. Die Wachstumsraten beider Jahre sind realistische Werte für das Wachstum für Signalkrebse. Lewis (1997) berechnete einen K-Wert von 0,38 bei einer maximalen Grösse von 49 mm CP für eine Signalkrebspopulation im Lake Billy Chinook in Oregon. Dies bedeutet auch, dass die Tiere eines Jahrgangs in 2016 grösser sind als die des gleichen Jahrgangs in 2015. Für den Jahrgang 2014 kann bezüglich der Wachstumsgeschwindigkeit keine Aussage getroffen werden.

Diese erhöhte Wachstumsrate ist vor allem dadurch beeinflusst, dass sich die Population verjüngt hat. Die verbleibenden Jungtiere innerhalb der Population finden durch die Entnahme der konkurrenzstärkeren grossen Tieren optimale Wachstumsbedingungen vor. Durch den Kannibalismus innerhalb einer Flusskrebspopulation wird normalerweise ein Grossteil der kleinen Tiere von Grösseren dezimiert (Guan & Wiles 1998). Das Entfernen von grossen Signalkrebsen führt zu einer Reduktion des Kannibalismus innerhalb der Population, wodurch Jungtiere eine erhöhte Überlebenswahrscheinlichkeit haben (Houghton et al. 2017). Ausserdem haben die verbleibenden Jungtiere, bedingt durch den verringerten Konkurrenzdruck, leichteren Zugang zu Nahrungsquellen, was in einem erhöhten Wachstum resultiert (Herberholz et al. 2007).

Die Anzahl der grossen Signalkrebse ist in der vorliegenden Arbeit mit fortlaufendem Fangzeitraum gesunken, während die Anzahl der kleineren Signalkrebse gestiegen ist. Des Weiteren ist der Gesamtfang (CPUE) aller Signalkrebse angestiegen und hatte seinen Höhepunkt im Juni 2016 mit einem CPUE von 65 Krebsen. Dieser Anstieg des CPUE, trotz des Entnahmedrucks, kann durch oben beschriebenen Effekt der Entnahme von grossen Flusskrebsen erklärt werden. Der kurzzeitige Anstieg des CPUE, bevor dieser drastisch abfällt, ist typisch für Anzeichen einer Überfischung (Allan et al. 2005). Daher kann davon ausgegangen werden, dass dieser Anstieg im Jahr 2016 stattgefunden hat und die Population kurz vor dem Zusammenbruch steht. Dieser Zusammenbruch ist allerdings nur bei einer kontinuierlichen scharfen Bereusung zu erwarten. Weiterhin sollte klargestellt werden, dass ein Entfernen einer Signalkrebspopulation mittels der hier verwendeten Methoden nur bei einer Bereusung bis «ad ultimo» mögliche wäre. Anderenfalls kann sich die Population aus den verbleibenden Tieren, die nicht gefangen wurden, in kürzester Zeit wieder erholen. Auch ist bei einem solchen Aufwand eine Kosten/Nutzen Bewertung unbedingt zu beachten.

Um die aufgestellten Fragestellungen zu beantworten, kann Fragestellung (a) positiv beantwortet werden, da sich die Population durch den Fang mit Reusen verjüngte und dies letztendlich in einer höheren Wachstumsrate resultierte. Fragestellung (b) muss verneint werden, da die Signalkrebspopulation nach 2,5 Jahren Bereusen nicht nachhaltig dezimiert werden konnte. Gegenteilig sogar ein erhöhter Einheitsfang im letzten Jahr der Bereusung (2016) festgestellt werden konnte.

Aussicht

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass eine intensive Bereusung über einen Zeitraum von 2,5 Jahren nicht ausreichend ist, um eine Signalkrebspopulation nachhaltig zu dezimieren. Die Arbeit an diesem Gewässer wird aktuell fortgeführt (jedoch nicht in einem zweiwöchigen Rhythmus) bis der Zeitpunkt erreicht wird, wenn die Population zusammenbricht. Bis jetzt ist dieser Zeitpunkt nocht nicht absehbar. Um konkrete Aussagen über die Effektivität der Reusen machen zu können, sollten weitere Untersuchungen in grösseren Stillgewässern und Fliessgewässern durchgeführt werden.

Dank

Mein Dank gebührt den freiwilligen Helfern des NABU Hessen, ohne die das Vermessen von Tausenden Signalkrebsen nicht machbar gewesen wäre. Ausserdem danke ich Herrn Christoph Dümpelmann dafür, mir die Möglichkeit gegeben zu haben, ein solches Projekt durchführen zu können.

Literatur

Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z. E. B., Revenga, C., Taylor, B. W., & Welcomme, R. L. (2005): Overfishing of Inland Waters, 55(12).

Chucholl, C. (2016): The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. Biological Invasions, 18(7), 1–22. http://doi.org/10.1007/s10530-016-1141-2

Edgerton, B. F., Henttonen, P., Jussila, J., Mannonen, A., Paasonen, P., Taugbøl, T. & Souty-Grosset, C. (2004): Understanding the causes of disease in European freshwater crayfish. Conservation Biology, 18(6), 1466–1474. http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00436.x

Ercoli, F., Ruokonen, T. J., Hämäläinen, H., & Jones, R. I. (2014): Does the introduced signal crayfish occupy an equivalent trophic niche to the lost native noble crayfish in boreal lakes? Biological Invasions, 16(10), 2025–2036. http://doi.org/10.1007/s10530-014-0645-x

Freeman, M. A., Turnball, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010): Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control M. AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS, 20, 211–233.

Gherardi, F., Renai, B., & Corti, C. (2001): Crayfish Predation on Tadpoles : a Comparison Between a Native *(Austropotamobius Pallipes)* and an Alien Species *(Procambarus Clarkii)*. Bulletin Francais de La Peche et de La Pisciculture, (361), 659–668. http://doi.org/10.1051/kmae:2001011

Guan, R. Z., & Wiles, P. R. (1998): Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. Aquaculture, 169(3–4), 177–193. http://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00377-9

Hein, C. L., Zanden, M. J. Vander, & Magnuson, J. J. (2007): Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish, 1134–1146. http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01741.x

Herberholz, J., Mccurdy, C., & Edwards, D. H. (2007): Direct benefits of social dominance in juvenile crayfish. Biological Bulletin, 213(1), 21–27. http://doi.org/213/1/21 [pii]

Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset C. & Sibley, P.J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. KMAE 11:394–395. doi:10.1051/kmae/2009025

Houghton, R.J., Wood,C. & Lambin, X. (2017): Size-mediated, density-dependent cannibalism in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidea), an invasive crayfish in Britain. Crustaceana, Volume 90, Issue 4, pages 417–435

Johnson, M. F., Rice, S. P., & Reid, I. (2014): The activity of signal crayfish *(Pacifastacus leniusculus)* in relation to thermal and hydraulic dynamics of an alluvial stream, UK. Hydrobiologia, 724(1), 41–54. http://doi.org/10.1007/s10750-013-1708-1

Lewis, D. (1997): Abstract of the thesis OF Scott D. Lewis for the degree of Master of Science in Fisheries Science presented on 24 November 1997. Title: Life History, Population Dynamics, and Management of Signal Crayfish in Lake Billy Chinook, Oregon.

Moorhouse, T. P., & Macdonald, D. W. (2011): The effect of removal by trapping on body condition in populations of signal crayfish. Biological Conservation, 144(6), 1826–1831. http://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.03.017

Ranta, E., & Lindstrom, K. (1993): Body size and shelter possession in mature signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. Finnish Zoological Publishing Board

Richards, C., Kutka, F. J., Mcdonald, M. E., Merrick, G. W., & Devore, P. W. (1996): Life history and temperature effects on catch of northern orconectid crayfish, 111–118.

Rodrí´guez, C.F., Be´cares, .E, Ferna´ndez-Ala´ez, M. & Ferna´ndez-Ala´ez, C. (2005): Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. Biol Inv 7:75–85

Westman, K., Savolainen, R., & Pursiainen, M. (1999): Development of the introduced North American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), population in a small Finnish forest lake in 1970-1997. Boreal Environment Research, 4(4), 387–407.

Anschrift des Autors

Lucas Schubert
Am Kornacker 70
D-35041 Marburg (Lahn)
lucas_schubert@web.de

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 57–62, Vaduz 2018

DR. SABINE SCHMIDT-HALEWICZ

Beiträge einer Grundschule im Landkreis Konstanz zum Schutz des Steinkrebses in seinem Wohngewässer

Sabine Schmidt-Halewicz
Geboren 1961, Studium der Biologie in Berlin (FU) und Freiburg i. Br. (ALU), Diplom- und Promotionsarbeit im angewandten Bereich (Phosphatersatzstoffe in Waschmitteln; Trinkwasserstausee), selbständig seit 1995, LimSa Gewässerbüro in Konstanz.

Zusammenfassung

Eine Grundschule in einem Teilort von Allensbach (Landkreis Konstanz, Baden-Württemberg) befasst sich im Rahmen des Schulprofils Naturpädagogik zusammen mit der Autorin seit 12 Jahren mit der Situation der Steinkrebse in ihrem Wohngewässer. Beim betreffenden Adelheider Bach handelt es sich um Natura 2000-Gebiet; die Populationsbelege stammen aus den Jahren 1998, 2006 und 2017. Die 10 Aktionsfelder dieser realisierten Umweltbildung vor Ort, die zum Schutz der Organismen sowie zur Öffentlichkeitsarbeit beitragen sollen, werden kurz vorgestellt.

Einleitung

Die Grundschule in Hegne ist eine kleine, einzügige Grundschule. Sie ist in der vorteilhaften Lage, ein unbelastetes kleines Fliessgewässer in einem Kilometer Fussläufigkeit in den Unterricht einbeziehen zu können. Der Schulleiterin Margit Lustig-Frey, die das Thema 2003 zuerst mit dem ansässigen Forstbeamten aufnahm, verlieh der Schule neben der Montessori-Lehrtätigkeit ein naturpädagogisches Profil. Die Grundschüler haben seither die Möglichkeit, den Bach und seine besonderen Bewohner über die gesamte Grundschulzeit zu entdecken. 6 bis 10 Lerngänge oder Aktionen pro Jahr bieten hierzu eine gute Möglichkeit, naturkundliche Themenfelder im Sinne des ausserschulischen Lernens vertieft zu behandeln. (siehe http://www.naturschule-region-bodensee.de). Die Tätigkeiten der Kinder reichen von Lerngängen, in denen sie etwas erfahren über spezifische, den Bach betreffende Dinge, bis hin zu eigenständigen Aktionen (z. B. «Bachputzete», *Abb. 4)* oder zu grösseren, u. U. die gesamte Schulgemeinschaft betreffenden Aktivitäten wie der Konzeption einer Ausstellung über den Bach oder der Aufführung eines Musicals mit dem Steinkrebs als Leitfigur *(Abb. 6)*. Diese Beiträge leisten wertvolle Öffentlichkeitsarbeit über die Familien und Angehörigen hinaus sowie über das Ge-

meinde- oder Lokalblatt. Sie spiegeln den Wert wieder, den die Kinder den Tieren und ihrem Erhalt einräumen, und sind zugleich Kennzeichen des naturpädagogischen Schulprofils.

Ausgangslage

Der Adelheider Bach *(Abb. 1)* ist infolge von Renaturierungen und bewusster Abgrenzung zum Bodensee (unter Flur liegendes Rohr mit einer Fallhöhe von 20 cm) als Rückzugsgebiet für den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) bislang erhalten geblieben. Laut FFH-Richtlinie (1992 EWG) zählt der Steinkrebs zu den besonders schutzbedürftigen Organismen, die jedoch nicht in den Pflegeplänen (PEPL) Berücksichtigung finden (R. Biss, RP Freiburg). Im Bodensee hat sich der amerikanische Flusskrebs (*Orconectes limosus* RAFINESQUE, 1817) ausgebreitet und ist v.a. im Sommer auch in barrierefrei in den Seerhein oder Bodensee einmündenden Bächen zahlreich anzutreffen (Schmidt-Halewicz, 2017 unveröff. Gutachten Stadt Konstanz). Sein höchster Verbreitungsschwerpunkt im Bodensee lag 2011 bis 2013 im Untersee (Anebo, P. Rey) in welchen der Adelheider Bach mündet. Eine Einwanderungsbarriere scheint daher die einzig wirksame Möglichkeit, den Kontakt dauerhaft zu vermeiden.

Eine Untersuchung der Krebse durch Renz (1998) hatte den Hegne nahen Bereich des Baches nicht im Blickfeld, sondern nur dessen oberen Lauf. Zudem lagen für den ortsnahen Bereich keine Ergebnisse zur Altersstruktur sowie konkrete Informationen über die Barrierewirkung von längeren Dolen *(Abb. 2)* für die Krebstiere vor. Wir gingen daher davon aus, dass Krebsvorkommen im Oberlauf durch Eindolungen und kleinere Abstürze im Mittellauf von denen im Unterlauf isoliert werden (Boschi et al. 2003). Dem Regierungspräsidium Freiburg lagen Anfang 2016 für den Bodanrück 14 Fundangaben von Steinkrebsen in 6 Bachsystemen vor (R. Biss mdl. Mitt.); 3 davon in dem hier behandelten Adelheider Bach. Im Managementplan Natura 2000 (RP Freiburg, 2014) konnten weniger Fundstellen angegeben bzw. bestätigt werden.

Erste Abhilfe im Sinne der Isolation von getrennten Steinkrebspopulationen entstand durch Entnahme einer kurzen Dole, welche auf Anregung der Grundschule Hegne sowie dem örtlichen Forstbeamten unter Mitarbeit des örtlichen Bauhofes 2003 erfolgte. Seither ist die Grundschule als betreuende Einrichtung für die Steinkrebse im Rahmen ihrer Möglichkeiten involviert. Im Jahr 2005 startete die Beteiligung der Autorin durch Projekte, welche mittels Plenum Westlicher Bodensee, Momo-Stiftung und Michael Otto Stiftung für Umweltschutz unterstützt wurden bzw. werden. Vorerfahrungen zu einer Renaturierungsbegleitung und zu Gewässerpädagogik für Grundschule und Kindergarten lagen vor (Schmidt-Halewicz, 2006). Die nachfolgenden, bis heute fortgesetzten Projekte enthielten immer auch Lerngänge an den Bach und gezielte pädagogische Aktivitäten. Der Ausgangszustand der Steinkrebspopulation im Unterlauf wurde genauer beurteilt, dann Pläne für eine Offenlegung einer 400 m langen Verdolung vorgelegt, welche von einem Planungsbüro ausgearbeitet und im Rahmen einer Ausgleichsmassnahme vom Eigentümer im März 2009 umgesetzt werden konnten. Seither verläuft das gesamte Bachbett oberirdisch, sodass im Prinzip eine Verbindung zwischen oberem und unterem Verlauf hergestellt sein müsste.

Abb. 1 ***Verlauf des Adelheider Bachs (nordwestlich von Konstanz) vor der Dolenöffnung, 2006. (Kartenausschnitt des Bodanrück, damals noch unterirdischer Verlauf im Bereich Nonnenwiese ergänzt, Quelle: Schmidt-Halewicz)***

Abb. 2 ***Zwillingsdole, Verrohrungen, die aktuell immer noch Hindernisse für den Populationsaustausch innerhalb des Baches darstellen.***

Projektgebiet und Vorgehensweise

Der Adelheider Bach tritt im Forst nordwestlich von Hegne aus zwei Quellbereichen zu Tage. Sein Verlauf schlängelt sich weitgehend durch Forstgebiet, vielfach wegbegleitend und von Wegquerungen betroffen. Er mündet nach dem Ortsteil Hegne (Gemeinde Allensbach) in den Gnadensee, einen Teildes Untersees (Bodensee). Er hat somit eine Länge von lediglich 3,5 km. Die Erfassung von Populationsdichte, Geschlechterverhältnis und Zustand der Population an Steinkrebsen im ortsnahen Bereich war Grundvoraussetzung für weitere Tätigkeiten im Rahmen des Unterrichts, wird jedoch an anderer Stelle zusammen mit neuen Ergebnissen ausführlicher publiziert. Wichtig ist festzuhalten, dass eine ausgeglichene Populationsstruktur gefunden wurde, sowohl hinsichtlich des Geschlechterverhältnisses (im Mittel 49 % Männchen), als auch hinsichtlich der Altersstruktur (im Mittel 40 % Jungtiere) (Schmidt-Halewicz 2006, unveröff. Bericht). Jedoch trat besonders eine Untersuchungsstelle hervor, bei der der Prozentsatz verletzter Tiere mit 26 % relativ hoch ausfiel. Clauss (2003) führt die Invalidität auf häufig stattfindende Kämpfe um die besten Versteckplätze zurück (Invaliden sind Tiere mit ungleich grossen oder nur einem Scherenbein oder mit verletzten Antennen). Im Gegensatz zu vielen Fischarten, sowie zu den invasiven Grosskrebsarten, wandern die Steinkrebse nicht bzw. in sehr geringem Umfang. Bohl schrieb hierzu bereits 1989, dass bei ausgesetzten Exemplaren ein überwiegender Teil an derselben Stelle wiedergefunden wird. Die Populationsstruktur ist deshalb als direkte Folge der vorhandenen Lebensbedingungen im Fliessgewässer zu verstehen (Boschi et al. 2003). Die Tätigkeiten der Grundschule wurden darauf ausgerichtet, die Tiere zu unterstützen, sowie die Bedingungen der Steinkrebse und ihrer Bedrohungslage anzuerkennen und in das Handeln einfliessen zu lassen. Die Grundschule versteht sich als Bachpate dieses Gewässers. Das Modell der Bachpatenschaft wurde im Rahmen eines der begleitenden Projekte entwickelt (Plenum Westl. Bodensee, unveröff. Bericht 2006).

Abb. 3 ***Kinder finden erste Krebse in der neu geöffneten Bachstrecke, kurze Zeit später, 2009.***

Nachfolgend werden die **10 wichtigsten Tätigkeitsfelder** vorgestellt, die Schulklassen (Klassenstufen 1 bis 4) in angeleiteten Lerngängen an den Bach oder auch selbstständig ausführen können.

Bachputzete und **Müllsammlung** im Uferbereich: Die Kinder werden mit Müllzangen, Eimern oder Säcken ausgerüstet, das eingesammelte Gut/Ungut fotografiert und evtl. ein Bericht für das Gemeindeblatt verfasst. Mit dieser Aktionsform können Kinder hinsichtlich unserer Wegwerfgesellschaft, insbesondere für das Thema Littering sensibilisiert werden *(Abb. 4).*

Schneiden von beschattenden Bachgehölzen: Die Entscheidung, ob und wo eingegriffen wird, sollte fachkundiger Begleitung (BiologIn, FörsterIn) vorbehalten bleiben. Den Kindern muss vermittelt werden, wie es am besten gelingt, um dabei junge Bäume nicht zu verletzen *(Abb. 5).*

Entkrautung und **Neophyten-Kontrolle** im Uferbereich: auch hierbei bedarf es der Absprache oder des Beiseins fachkundiger Personen. Eine Entkrautung mit Entnahme aus dem Wasser kann immer zur Folge haben, dass Krebse mit aus dem Wasser gezogen werden. Daher ist das überschüssige Kraut nahe am Ufer zu lagern, damit die Tiere zurückgelangen können. Bei Neophyten im weiteren Umkreis des Ufers empfiehlt sich das Verpacken des Krautes in Plastiktüten und dessen Entsorgung. Bisher wurde nur die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) in der Folge einer Totalrodung unter einer Stromtrasse gesichtet, und an der bachseitigen Ausbreitung gehindert. Wenn Pflanzen entfernt werden, ist es angezeigt, zugleich zu vermitteln, welche Arten dagegen standortgerecht sind (*Abb. 6*).

Abb. 4 ***Müllsammlung bei einem Bach-Lerngang 2016.***

Messpunkte am Bach **kontrollieren**: Um ein Gefühl dafür zu bekommen, welche Bedingungen der Krebs benötigt in Hinsicht auf Bachbreite, -tiefe, bodenbedeckendes Material haben wir Messpunkte am Bach festgelegt, die von den Kindern regelmässig besucht werden. Auf diese Weise lässt sich ermitteln, ob es Abschnitte gibt, die bspw. zu wenig Wasserführung aufweisen oder zu wenig Steine bzw. Holz als Sohlstruktur aufweisen. Die Temperatur solcher kleiner Rückzugsgewässer ist oft auch eng begrenzt und selten mehr als 20 °C (Boschi et al. 2003). Kinder nehmen Veränderungen besser wahr, wenn der Ausschnitt begrenzt ist.

Versteckmöglichkeiten ausbringen: Diese Option sollte zu Beginn einer Bachbetreuung und in begrenzter Häufigkeit ausgeführt werden. Steinkrebse verstecken sich tagsüber unter Steinen oder Holzmaterialien. Solche Verstecke fehlen insbesondere nach einer Renaturierung. Bei diesem Punkt ist besonders wichtig, die Krebspest als Krankheit anzusprechen, welche den Steinkrebs wesentlich gefährdet. Aus diesem Grunde müssen die neu einzubringenden Materialien zuvor gründlich gebürstet werden und mindestens 24h Trocknung oder Sonneneinstrahlung ausgesetzt worden sein, um eine Übertragung der Schlauchpilzhyphen auszuschliessen.

Abb. 5 ***Schneidetrupp, Bachpflege am Ufer, 2014. Quelle: Schmidt-Halewicz***

Abb. 6 ***Wer Pflanzen entfernt, muss die richtigen erkennen können – Naturpädagogik Input Uferpflanzen, 2014.***

Text für das Gemeindeblatt verfassen: Jede Aktion kann als Geschichte oder Report zusammengefasst werden. Insbesondere wenn es Aufrufe durch Kinder an die Bevölkerung gibt wie «vermeiden Sie Hundekot im Gewässer» oder «nehmen Sie allen Müll wieder mit nach Ihrer Vesperpause» werden diese meist lieber befolgt, als durch Verbotsschilder.

Die voranstehenden sechs Aktionsthemen sind ohne grosse Vorbereitung und bei jedem Wetter bzw. jeder Jahreszeit möglich. Nachfolgend werden Themen aufgeführt, die längerer Planung und Vorbereitung bedürfen und für ein Schulhalbjahr genügend Stoff und Einsatzzeit beinhalten.

Erlen-Wurzelbrut setzen: Erlen, insbesondere die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) bietet dem Bachuntergrund und -ufer hervorragende Versteck- und Gestaltungsmöglichkeiten, welche neben den Krebsen u.a. auch Libellenlarven zugute kommen. Das Laub wird sehr gut angenommen und zersetzt, die Wurzeln bilden Gestaltungselemente des Untergrundes in kleinen Bächen (Boschi et. al 2003). Die Idee entstand durch den damaligen Verlauf eines Abschnittes als Wiesengraben, dem viele Strukturen noch fehlten. Die einheimische Erlen-Wurzelbrut stammte von überschüssig wachsenden und gespendeten Bäumen eines nahegelegenen Freizeitparks. Die Kinder hatten grossen Spass beim Einsetzen der Sprösslinge, die innerhalb von 10 Jahren zu respektablen Bäumen herangewachsen sind *(Abb. 7)*. Eine solche Aktion verwurzelt die Kinder mit dem Gelände, für das sie sich eingesetzt und etwas bewirkt haben. Zudem bildet diese Massnahme einen Gegenpol zur Entnahme von zu üppig oder ungewollt wachsenden Pflanzen, bspw. Neophyten.

Abb. 7 ***Erlen als Wurzelbrut setzen, drei Schüler nach dem Eingraben, März 2006.***

Eine **Stelltafel gestalten** und einweihen: Die Idee eine Informations-Tafel mit Themen der Kinder zu entwerfen, entstand aufgrund der häufigen Wahrnehmung von Verhaltensweisen, die dem Bach und seinen Bewohnern weniger zuträglich sind. Entstanden ist ein Pultschild der Grösse 120 x 50 cm, auf dem neben Informationen zu Bach und Krebs die Empfehlungen der Kinder für Bachbesucher in Form von «*Do's and Dont's*» als Ikons angegeben sind *(Abb. 8).* Durch die Einweihung mit entsprechender Pressebegleitung war wiederum eine erweiterte öffentliche Wahrnehmung sichergestellt.

Ein **Musical einstudieren** und **aufführen:** Künstlerische Umsetzung von Natur- und Umweltthemen (wie bereits in der Ausstellung begonnen) können in Form eines solchen Vorhabens erweitert werden. Der Musiker Erich Georg Gagesch begleitete einen der Bach-Lerngänge und schrieb daraufhin eine dramatische Geschichte sowie 12 Liedertexte, die mit dem Schulchor und einer Theaterpädagogik-lernenden Mutter inszeniert wurden. Die musikalischen Kompositionen gehen ebenfalls auf den Musiker zurück. Mehr noch als durch die Ausstellung erreichte das Musical und seine Geschichte rund um einen traurigen (singenden) Krebs, jeden Verwandten der Kinder und war zugleich medienkritisch, wie auch aufklärend.

Eine **Ausstellung konzipieren** und **durchführen:** Die Winterzeit bietet sich für alternative Pläne an. Die Ausstellung war ein gelungener Schachzug, die Eltern der Schüler sämtlich mit ins Boot zu holen. Die Kinder trugen über Monate Material zusammen, führten zur Eröffnung Wasserversuche vor, berichteten begeistert über die Krebse, ohne dass die Tiere selbst ständig gestört werden mussten. Auf diese Weise haben auch die Eltern der nicht beteiligten Schulklassen, sowie deren Kinder mehr von den schutzwürdigen Tieren erfahren. Eine Mutter berichtete später: «Nun habe ich endlich begriffen, was ihr da eigentlich Tolles macht am Bach». Die Ausstellung war sogar als Wanderausstellung an drei weiteren Orten innerhalb der Gemeinde zu besichtigen.

Preis **UN-Dekade Biologische Vielfalt:** Die bislang jüngste Aktion im Rahmen des langjährigen Schutzprojektes für den Steinkrebs am Adelheider Bach bestand in der Antragstellung, als offizielles Projekt der UN-Dekade Biologische Vielfalt anerkannt zu werden. Die Vereinten Nationen haben das Jahrzehnt von 2011 bis 2020 zur Dekade «Biologische Vielfalt» erklärt. Mit der Ehrung wollen sie für mehr Öffentlichkeit und Bekanntheit guter Projektideen beitragen. Ziel

Abb. 9 ***Steinkrebs singt sein Klagelied (Musical «Krebsi, Fixnix und Outin», 2015).***

Abb. 8 ***Das Pultschild, eine Erklärungstafel am Gewässer, 2015. Quelle: Schmidt-Halewicz***

ist es, den weltweiten Rückgang der biologischen Vielfalt aufzuhalten. Das Verschwinden des Steinkrebses würde einem Verlust des Naturreichtums gleichkommen. 2016 wurden der Naturschule Region Bodensee e.V. und der Grundschule Hegne diese ehrenvolle Auszeichnung zuerkannt.

Diskussion

Die Autorin vertritt die Ansicht, dass Begeisterung zu wecken, den Schutz und Pflegetrieb anzusprechen, sowohl bei den Kindern, aber auch bei den Erwachsenen, die grössten Motivatoren sind, sich mehr für den Schutz der Tiere einzusetzen. Naturschutz kann nicht weiter darin bestehen, die Schutzobjekte einzusperren. Lernforscher sind sich einig, dass man Kinder emotional erreichen muss und so auch ihre Lernbereitschaft gefördert wird (Sprenger 2011). Zudem wird in vielen Studien (vgl. zusammenfassend Raith & Lude 2014) auf die hohe Relevanz einer unmittelbaren Naturbegegnung und Umweltbildung vor Ort zur Förderung der Naturverbundenheit und Umwelteinstellung verwiesen.

Öffentlichkeit wird geschaffen, wenn das Verständnis für regionale und globale Zusammenhänge wächst und eine breitere Öffentlichkeit informiert und involviert wird. Bachputzte, Briefe im Gemeindeboten, schulische Aktionen schaffen eine Öffentlichkeit, die jener von Fehlnutzung der Information (Missbrauch) entgegensteht. Das bedeutet, dass die Fehlnutzung in Form von eigennützigem Fang der Tiere marginal bleibt im Verhältnis zur positiv besetzten Öffentlichkeit. Der Steinkrebs ist ausserdem mit seinen 12 cm maximaler Länge zu klein für die wirtschaftliche Ausbeutung, und, er lässt sich nicht auf engem Raum hältern, v.a. wegen der Vorliebe für geringe Temperaturen (Bohl 1989). 4–7 Tiere pro Quadratmeter Bach entsprechen einer normalen Besiedlungsdichte (Renz 1998), die auch von der Autorin bestätigt werden konnte. Diese Verteilung, das langsame Wachstum und seine geringe Körpergrösse haben dem Steinkrebs das Überleben in Gewässeroberläufen bislang erhalten. Der grösste Teil der Öffentlichkeitsarbeit muss sich deshalb auf die Aufklärung über die Krebspest und deren Übertragungswege, die Abgrenzung zum Vorkommen gebietsfremder Krebsarten, sowie auf die Gefährdungen durch das Aussetzen nicht einheimischer, potenziell invasiver Fauna bspw. aus Aquarien beziehen.

Der Ausblick, was weiter getan werden kann am Adelheider Bach, besteht einerseits weiterhin in dem Bestreben, die getrennten Populationen zusammenzuführen, damit sie genetisch nicht isoliert werden. Die Öffnung der 400m Verdolung hat bisher nicht zu dem gewünschten Effekt geführt, da in einem Zwischenabschnitt der 2009 neu angelegten Bachstrecke meistens kein Wasser vorhanden ist. Es muss hier also Nacharbeit der Untergrundverdichtung erfolgen oder nach einer Problemlösung gesucht werden. Teilweise kann dies auch mit einfachen und kostengünstigen Methoden erreicht werden (z.B. Baur 2017). Weiterhin wird für den Massstab Bodanrück an Anzuchthilfen gedacht, die zur Unterstützung der Vermehrung an geeigneter Stelle ausgebracht und gepflegt werden, um dann in Gewässer ohne bzw. mit erloschenem Krebsvorkommen Jungtiere spenden zu können. Hierzu gibt es mehrere gelungene Beispiele gerade für den Steinkrebs (Stucki 2015). Die notwendigen Pflegeaufgaben sind teilweise sehr gut mit den Kindern auszuführen. Ähnlich dem Aussetzen und Wachsen-sehen von Bäumen können diese die Tiere bis zu 15 Jahre lang begleiten, wenn der Besatz erfolgreich verläuft.

Literaturverzeichnis

Arbeitsgemeinschaft Neozoen Bodensee: Anebo: http://www.neozoen-bodensee.de/neozoen/orconectes-lim

Baur, W.H. (2017): Renaturierung kleiner Fliessgewässer mit ökologischen Methoden in Berg- und Hügelland – Anleitung zum konkreten Handeln, 2. Auflage; LNV Baden-Württemberg e.V. und LFVBW e.V., 264 S.

Bohl, E. (1989): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes – Untersuchungen an Flusskrebsbeständen; Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, 82407 Wielenbach, 237 S.

Boschi, C, Bertiller, R. & Coch, T. (2003): Die kleinen Fliessgewässer, Bedeutung -Gefährdung – Auswertung; vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, 119 S.

Clauss, D. (2003): Flusskrebse – Hrsg.: AK Lebendiger Neckar Reutlingen & BUND Regionalverband Neckar-Alb; Gustav-Werner-Stiftung Reutlingen, 30 S.

RP Freiburg Abteilung Umwelt (2014): Managementplan FFH-Gebiet «Bodanrück und Westlicher Bodensee» und die Vogelschutzgebiete «Bodanrück», «Mindelsee», «Konstanzer Bucht» sowie Teile der Vogelschutzgebiete «Untersee» und «Überlinger See» (MAP) Europäisches Schutzgebiet Natura 2000.

Plenum Westlicher Bodensee (2006): Langfristige Biotopverbesserung für den Steinkrebs durch Öffnung verdolter Abschnitte des Adelheiden Bachs und begleitende Patenschaftsentwicklung für die Grundschule in Hegne, Gemeinde Allensbach; Projekt Nr. 29-2006.

Raith, A. & Lude, A. (2014): Startkapital Natur – Wie Wahrnehmung die kindliche Entwicklung fördert; Oekom Verlag, 225 S.

Renz, M. (1998): Freilandökologische Untersuchungen zur Struktur von Habitaten des Steinkrebses (Austropotamobius torrentium) – Dipl. Arbeit Fak. f. Biol. Universität Konstanz, 88 S. (Internetadresse: www.ub.uni-konstanz.de/kops/volltexte/1999/174/pdf/174_1.pdf).

Schmidt-Halewicz, S. (2006): Gewässerpädagogik mit einer Grundschule begleitend zu einer Bachrenaturierung – NNA Berichte 19(2); S. 54-62.

Schmidt-Halewicz, S. (2008): Das kleine Einmaleins vom Adelheider Bach – Handreichung Gewässerpädagogik für die Grundschule Hegne; Abschluss Plenum-Projekt KN 2008-02, 63 S., download mit reduzierten Bildformaten.

Sprenger, M. (2011): Damit etwas hängen bleibt, Beltz-Verlag, 176 S.

Stucki, T. (2015): Aufzucht von Stein- und Dohlenkrebsen mit Vereinen; Tagungsband 7. Internationales Flusskrebsforum, Möllbrücke, Österreich, Sept. 2015, S. 107–112

Anschrift der Autorin

Dr. Sabine Schmidt-Halewicz
LimSa Gewässerbüro
Gustav-Schwab-Str. 146
D-78467 Konstanz
schmidt-halewicz@limsa.de

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 63–70, Vaduz 2018

KAI LEHMANN

Strategien und Projekte zum Erhalt des Edelkrebses in Schleswig-Holstein am Beispiel des Großen Langsees

Kai Lehmann
Geboren 1980, Abitur an der Halepaghen-Schule in Buxtehude, Studium der Umweltwissenschaften in Lüneburg von 2000 bis 2008 mit Abschluss als Diplom Umweltwissenschaftler, seitdem Tätigkeit als freiberuflicher Gutachter für Gewässerökologie und seit 2010 als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Zoologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, AG Limnologie.

Zusammenfassung

Neben der Krebspest stellt die Ausbreitung invasiver nordamerikanischer Flusskrebsarten derzeit die grösste Bedrohung für den Edelkrebs dar. Nur selten gelingt es, eine beginnende Invasion aufzuhalten und so einen der wenigen verbliebenen Edelkrebsbestände mittel- und langfristig zu erhalten. In diesem Beitrag wird anhand des Grossen Langsees (Süderfahrenstedt, Schleswig-Holstein) aufgezeigt, wie die Etablierung einer reproduzierenden Population von Signalkrebsen unter günstigen Umständen aufgehalten werden kann.
Nachdem 2013 festgestellt wurde, dass Signalkrebse über eine massive Barriere in einen bedeutenden Edelkrebsbestand einwandern, wurden verschiedene Massnahmen ergriffen, um die Invasion aufzuhalten. Vorrangiges Ziel der Arbeiten war die möglichst vollständige Entnahme der bereits über die Barriere in den Großen Langsee eingewanderten Signalkrebse durch Reusenbefischungen sowie die Sicherung des Mühlenbauwerks gegen ein weiteres Überklettern durch Flusskrebse. Hierdurch sollte einerseits die Etablierung einer reproduzierenden Signalkrebspopulation im Edelkrebsbestand des Großen Langsees verhindert werden. Zudem war es notwendig, detaillierte Kenntnisse über den Bestand an Flusskrebsen in den angrenzenden Gewässern Kleiner Langsee und Idstedter See zu erlangen, um eine umfassende Gefährdungsabschätzung zu ermöglichen.
Bei 1509 Reusennächten wurden insgesamt 2071 Edelkrebse und 676 Signalkrebse nachgewiesen. Signalkrebse kamen nur in der Wellspanger Au vor, davon 630 unterhalb der Wanderbarriere und 28 im Aalfang innerhalb der Barriere. Lediglich 18 Signalkrebse konnten oberhalb des Wanderhindernisses entnommen werden. Hier beschränkten sich die Fänge auf den Abschnitt von unmittelbar oberhalb der Barriere bis maximal 200 m stromauf. Bei den letzten beiden Befischungen konnten auch hier keine Signalkrebse mehr nachgewiesen werden. Reproduktionsnachweise von Signalkrebsen in Form

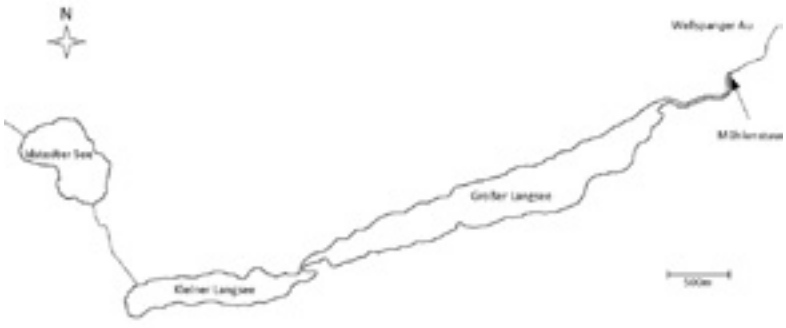
eiertragender Weibchen oder juveniler Krebse blieben vollständig aus.
Das Ziel, die Etablierung eines reproduzierenden Signalkrebsbestands zu verhindern, kann somit als erreicht betrachtet werden. Zur Erfolgssicherung sind jedoch auch in den Folgejahren kontinuierlich Befischungen zur Entnahme im Gewässer verbliebener Signalkrebse durchzuführen.

Einleitung

Problemstellung

Unter den Flusskrebsen ist in Schleswig-Holstein nur der Edelkrebs *Astacus astacus* (L. 1758) natürlicherweise verbreitet. Zudem gibt es mit dem Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) und dem Kamberkrebs *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) zwei invasive Arten, die reproduzierende Bestände im Land aufgebaut haben. Durch die Übertragung der Krebspest *(Aphanomyces astaci)* können diese innerhalb kurzer Zeit zum Verschwinden ganzer Bestände des Edelkrebses beitragen. Zudem sind sie dem Edelkrebs in Bezug auf Nachkommenzahl, Wachstumsraten und direkte Konkurrenz überlegen. Dies führt dazu, dass bei Einwanderung von Kamber- oder Signalkrebsen in Gewässer mit Edelkrebsen der Bestand an Edelkrebsen mit hoher Wahrscheinlichkeit mittelfristig verschwindet (u.a. Westman & Savolainen 2001).
In Schleswig-Holstein sind nur noch wenige Edelkrebsvorkommen bekannt (Hartmann et al. 2006). Der vermutlich grösste dieser verbliebenen Bestände wurde bislang durch eine massive Wanderbarriere in Form eines alten Mühlenbauwerks vor einer unterhalb gelegenen, seit mehreren Jahren etablierten Signalkrebspopulation geschützt. 2013 wurde jedoch festgestellt, dass die Signalkrebse die senkrechten Wände des Mühlenbauwerks überklettern und durch kürzlich entstandene Ritzen und Löcher in das Oberwasser und damit in den Edelkrebsbestand einwandern können.
Ausgehend von diesem Befund wurden verschiedene Massnahmen mit den lokalen Akteuren und der zuständigen Behörde abgestimmt, um langfristig den Erhalt der Edelkrebse im Langsee zu ermöglichen.

Abb. 1 ***Darstellung des Untersuchungsgebiets. Die Reusenbefischungen wurden nahezu über die gesamten Uferlinien vorgenommen wurden. Lediglich am Südufer des Großen Langsees wurden keine Reusen gestellt.***



Gebietsbeschreibung

Das Projektgebiet mit den verschiedenen Untersuchungsabschnitten zeigt *Abb. 1.* Es liegt im FFH Gebiet Wellspanger-Loiter-Oxbek-System und angrenzende Wälder (Gebiets Nr. 1324-391).
Der Grosse Langsee ist ein ca. 113 Hektar grosser Rinnensee im Gewässersystem Wellspanger Au, Schlei (Hartmann et al. 2006). Das Gewässer ist in Privatbesitz und wird vom Angelsportverein Schleswig bewirtschaftet, eine Berufsfischerei findet nicht statt. Die Ufer an der Nordseite des Sees sind durch einen weitgehend geschlossenen Schilfgürtel gekennzeichnet, der an einigen Stellen durch Stege und Uferangelplätze unterbrochen ist. Der Gewässergrund im Litoral ist überwiegend stabil und durch grobes, mineralisches Substrat sowie Totholz und Detritus geprägt. Insgesamt ist das Litoral schwach ausgeprägt, bereits wenige Meter von der Uferlinie entfernt erreicht der Langsee Tiefen von 6 bis 11 m. Ausnahmen stellen die flacher auslaufenden Buchten am Ost- und Westende des Gewässers dar. Der Abfluss des Sees erfolgt über die im Osten abfliessende Wellspanger Au und die dortige Mühle.
Die Wellspanger Au weist im Untersuchungsgebiet zwei hydromorphologisch sehr unterschiedlich geprägte Abschnitte auf. Oberhalb der Mühle in Wellspang fliesst das Gewässer im Rückstau langsam, der Untergrund ist an vielen Stellen stark verschlammt und wenig strukturiert. Lediglich in den Aussenkurven befindet sich teilweise fester Grund. Massgebliches strukturgebendes Element mit ökologischer Bedeutung für Flusskrebse sind die vielerorts am Ufer stehenden Schwarzerlen, deren stabiles Wurzelwerk von den Krebsen als Unterschlupf genutzt wird. Mit Ausnahme der letzten ca. 100 m vor der Mühle sind die Ufer unverbaut. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird dieser Gewässerabschnitt in drei ca. 200 m lange Abschnitte unterteilt.
Der unterhalb der Mühle gelegene Abschnitt ist durch wesentlich höhere Fliessgeschwindigkeiten gekennzeichnet. In der Folge findet sich hier nur wenig feines Sediment, es überwiegen gröbere mineralische Substrate. Die Ufer sind durch Beton- und Spundwände befestigt, erst ca. 30 m unter-

Abb. 2 ***Der Große Langsee ist ein ca. 113 ha großer Rinnensee. Das Litoral ist mit Ausnahme der Buchten am westlichen bzw. östlichen Ende nur schwach ausgeprägt.***

halb der Mühle schliesst unverbautes Ufer an. Die Reusenbefischungen wurden hier nur unmittelbar im Bereich zwischen der Mühle und der Strassenbrücke der Schleswiger Strasse in Wellspang durchgeführt. Dieser Abschnitt wird im Folgenden als ‚Radkuhle' bezeichnet.
Der Idstedter See besitzt eine Fläche von ca. 35 ha und ist nur bis zu 2,5 m tief. Der See ist über ein Seeausflussgewässer und den Kleinen Langsee mit dem Grossen Langsee verbunden. Der Untergrund des Gewässers ist überwiegend schlammig (mündliche Mitteilung T. Engelhardt). Das Gewässer wird von der Angelsportgemeinschaft Idstedt bewirtschaftet, eine Berufsfischerei findet nicht statt.
Der Kleine Langsee ist ein ca. 24 ha grosser See und schliesst westlich an den Grossen Langsee an. Verbunden sind beide Gewässer über eine ca. 1,5 m tiefe, 10 m breite und 20 m lange, leicht strömende Verjüngung, die beidseitig von Schilfgürteln gesäumt ist. Der See gehört zum Standortübungsplatz Langsee, eine fischereiliche Nutzung findet nicht statt. In der Uferstruktur ähnelt das Gewässer dem Grossen Langsee, erreicht jedoch nicht dessen Tiefe.

Situation der Flusskrebse im Gewässersystem

Der Grosse Langsee beherbergt einen der grössten und vitalsten Edelkrebsbestände in Schleswig-Holstein. Zudem gibt es inzwischen fundierte Hinweise darauf, dass die Edelkrebse im Langsee eine europaweit einzigartige genetische Diversität aufweisen (Schrimpf et al. 2011, Schmidt et al. 2015). Die Wellspanger Au wird unterhalb der Mühle in Wellspang seit mehreren Jahren syntop von Signalkrebsen und Edelkrebsen besiedelt (H. JESKE, mündliche Mitteilung). Im Rahmen vorangegangener Untersuchungen zur Bestandskontrolle der Edelkrebse im Grossen Langsee wurde eine Gefährdung des Edelkrebsbestands durch in den Grossen Langsee bzw. in die Wellspanger Au oberhalb der Mühle in Wellspang einwandernde Signalkrebse festgestellt. Durch die Wanderbarriere, die das Mühlenbauwerk *(Abb. 3)* darstellt, schien eine Ausbreitung der Signalkrebse in den Langsee verhindert worden zu sein (Hartmann et al. 2006, Lehmann 2012). Es konnte jedoch beobachtet werden, dass Flusskrebse das Hindernis am Mühlenbauwerk überklettern können *(Abb. 4)* und erste Nachweise von geschlechtsreifen Signalkrebsen oberhalb der Mühle erfolgten 2013 (Lehmann 2013).
Für den Edelkrebsbestand bedeutet eine etablierte Signalkrebspopulation eine ernst zu nehmende Gefährdung. Zwar ist aufgrund des syntopen Vorkommens in der Wellspanger Au unterhalb der Mühle davon auszugehen, dass die Signalkrebse den Erreger der Krebspest *Aphanomyces astaci* nicht tragen, jedoch sind langfristige Verdrängungsmechanismen zwischen Edel- und Signalkrebsen gut dokumentiert (u.a. Söderbäck 1994, Westman & Savolainen 2001). Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die Etablierung einer reproduzierenden Signalkrebspopulation oberhalb der Mühle in Wellspang langfristig zum Verschwinden der Edelkrebse aus dem Grossen Langsee führen würde.
Über den Flusskrebsbestand im Idstedter See lagen bislang keine gesicherten Informationen vor. Von verschiedenen Personen wurde dem Autor mitgeteilt, dass vor mehreren Jahren Kamberkrebse in den Idstedter See besetzt worden seien, gesichert war aber bislang lediglich der Nachweis eines Edelkrebsmännchens aus dem Jahr 2006 (T. ENGELHARDT, mündliche Mitteilung, Fotodokumentation). Da der Idstedter See über ein Seeausflussgewässer und den Kleinen Langsee mit dem Grossen Langsee in Verbindung steht, könnten aus einer Kamberkrebspopulation im Idstedter See Tiere in den Grossen Langsee einwandern. Hier bestünde – ebenso wie bei Signalkrebsen – die Gefahr einer Verdrängung der heimischen Edelkrebse (Schulz & Smietana 2001, Chucholl & Dehus 2011). Um über das Flusskrebsvorkommen im Idstedter See

Abb. 3 ***Ansicht der Mühle in Wellspang. Im Vordergrund befindet sich das Tosbecken (Radkuhle), an der rechten Seite ist der Auslauf der Turbine des Kleinwasserkraftwerks erkennbar. Die unterhalb der Mühle etablierten Signalkrebse gelangen über den Überlauf in der Bildmitte in das Oberwasser.***

Abb. 4 ***Das Foto zeigt einen Signalkrebs an der senkrechten Betonwand unterhalb des Absturzes. Durch den Bewuchs erlangen die Tiere ausreichend Halt, um die Wand zu erklettern.***

Klarheit zu bekommen, wurden ergänzend zum Untersuchungsschwerpunkt im Grossen Langsee und in der Wellspanger Au während der Erfassung auch im Idstedter See an mehreren Terminen Krebsreusen gestellt.
Über ein Flusskrebsvorkommen im Kleinen Langsee lagen bislang keine Erkenntnisse vor. Um das Bild der Situation der Flusskrebse im Gewässersystem des Langsees zu vervollständigen, wurden auch hier an zwei Terminen Reusenbefischungen durchgeführt.

Methodik

Arbeitspakete

Zu Beginn des Projektzeitraums wurden gemeinsam mit den betroffenen Fischereiberechtigten und Gewässernutzern die Projektziele erörtert und das Vorgehen abgestimmt. Es wurde schnell deutlich, dass die benötigte hohe Intensität der Befischungen nur durch die ehrenamtliche Mitarbeit der Vereinsmitglieder zu realisieren sein würde. Daher wurden die beteiligten Personen über die Grundlagen bei Fang, Umgang und tierschutzgerechter Tötung von Flusskrebsen aufgeklärt. Um die Artbestimmung zu erleichtern, wurden Bestimmungskarten für die drei potentiell im Projektgebiet zu erwartenden Flusskrebsarten Edel-, Signal- und Kamberkrebs erstellt und ausgehändigt. Daraufhin wurden folgende Arbeitspakete zum Schutz des Edelkrebsbestands festgelegt:

- Information der Gewässerpächter und Bewirtschafter über das geplante Vorhaben verbunden mit dem Einholen der notwendigen Genehmigungen
- Detaillierte Information der an den Befischungen teilhabenden Personen über das Vorhaben, insbesondere Vermittlung der grundlegenden Fähigkeiten zur Unterscheidung der relevanten Flusskrebsarten
- Intensive, abschnittsweise Reusenbefischung in der Wellspanger Au von unmittelbar oberhalb des Mühlenbauwerks bis zum Beginn des Grossen Langsees zur Entnahme und Abschätzung der Ausbreitung eingewanderter Signalkrebse
- Entnahme und tierschutzgerechte Tötung gefangener Signalkrebse
- Regelmässige Kontrolle und verbesserte Sicherung des Mühlenbauwerks gegen Überklettern durch Flusskrebse
- Reusenbefischungen in den angrenzenden Gewässern Kleiner Langsee, Idstedter See, Grosser Langsee sowie der Wellspanger Au unterhalb der Mühle

Fangmethode

Zum Fang der Flusskrebse wurden vom Angelsportverein Schleswig und gefördert mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein 100 Krebsreusen vom Typ Pirat angeschafft *(Abb. 5)*. Die Reusen sind aus stabilem Kunststoff gefertigt und besitzen zwei Eingänge. Zusätzlich ist am Boden ein Gewicht angebracht, dass eine optimale Positionierung der Reuse erleichtert. Aufgrund der Maschenweite können Tiere ab ca. 5,5 cm mit diesem Reusentyp erfasst werden. Als Köder für Befischungen wurden Plötzen *Rutilus rutilus* und Brassen *Abramis brama* aus dem Grossen Langsee verwendet. Die Reusen wurden am späten Nachmittag zumeist vom Boot ausgebracht und am Vormittag des Folgetages kontrolliert. Ergänzend zu den Reusenbefischungen wurde an zwei Terminen im Abschnitt A der Wellspanger Au und in der Radkuhle über jeweils ca. 30 Minuten eine Nachsuche nach Flusskrebsen mit Benthoskescher durchgeführt. Dies sollte vor allem dazu dienen, Jungtiere, die aufgrund ihrer geringen Körpergrösse mit den Piratreusen nicht erfasst werden können, nachzuweisen. Die Befischungen wurden unter Anleitung durch Mitglieder der beiden betroffenen Angelvereine durchgeführt.

Abb. 5 ***Der Gewässerwart des ASV Schleswig mit einem Teil der angeschafften Pirat-Reusen. Durch die Einbindung der lokalen Akteure soll die langfristige Perspektive der Massnahmen sichergestellt werden.***

Kontrolle und Sicherung des Mühlenbauwerks

Die Mühle in Wellspang stellt das zentrale Wanderhindernis für aquatische Organismen sowohl stromab wie auch stromauf dar (*Abb. 1* und *3*). Zwei senkrechte Abstürze von jeweils ca. 1,5 m Höhe sind für Fische mit Ausnahme des Aals praktisch nicht überwindbar. Flusskrebse sind jedoch in der Lage, am Bewuchs den unteren Absturz zu überwinden und gelangen dann über Ritzen im Mauerwerk und der Beplankung zunächst in die Mühle und von dort aus weiter über einen weiteren 1,5 m hohen Absturz aus hölzernen Staubrettern ins Oberwasser. In der Mühle selbst fliesst das Wasser für einige Meter horizontal. An dieser Stelle ist eine Fangeinrichtung für abwandernde Aale (Aalwehr) installiert. In dieser, mit einem schwenkbaren Brett abdeckbaren Vertiefung sammeln sich sowohl aus dem Oberwasser eingeschwemmte, vor allem aber aus dem Unterwasser aktiv eingewanderte Flusskrebse. Somit eignet sich das Aalwehr sehr gut zur Kontrolle der Effektivität von im Unterwasser an der Betonwand vorgenommenen Massnahmen gegen das Überklettern durch Flusskrebse. Diese Kontrollen wurden zum einen regelmässig im Spätsommer und Herbst im Rahmen der Kontrollen auf abwandernde Aale durchgeführt. Weiterhin wurde bei jeder Reusenbefischung eine Kontrolle des Aalwehrs auf Flusskrebse vorgenommen.

An der Mühle in Wellspang wurden bereits im Herbst 2013 Massnahmen im Unterwasser (Reinigung des Bauwerks, Anbringen eines Edelstahlblechs) ergriffen, um ein weiteres Überklettern durch Flusskrebse zu verhindern. Die Effektivität der vorgenommenen Sicherungsmassnahmen wurde durch die Kontrollen des Aalwehrs überprüft.

Ergebnisse mit Diskussion

Hervorzuheben ist an dieser Stelle die hohe lokale Mitwirkungsbereitschaft. Von Seiten des ASV Schleswig und der ASG Idstedt haben zahlreiche Mitglieder aktiv an den Vor- und Nachbereitungen sowie der Durchführung der Befischungen partizipiert. Auch die Beschaffung der Köder erfolgte durch die Anglerschaft. Die Kontrollen des Aalwehrs auf Flusskrebse wurden ebenfalls durch Mitglieder des Angelvereins durchgeführt. Durch eine sehr gute Zusammenarbeit mit der ASG Idstedt wurde zudem die Untersuchung der dortigen Flusskrebsvorkommen ermöglicht. Auch die Standortleitung des Übungsplatzes Langsee der Bundeswehr zeigte sich durchweg kooperativ, interessiert und hilfsbereit. Durch diese sehr konkreten und praktischen Hilfestellungen wurde diese Untersuchung erst in dem vorliegenden Umfang realisierbar. Vor allem hat die lokale Verortung des Projekts stark zur Akzeptanz und zum Verständnis der Problematik ‚invasive Arten in unseren Gewässern' innerhalb der beteiligten Vereine und darüber hinaus beigetragen.

Bestandssituation der Flusskrebse

Die höchste Befischungsintensität lag auf Abschnitt A der Wellspanger Au mit dem Ziel, eine möglichst grosse Anzahl an Signalkrebse aus dem Edelkrebsbestand zu entnehmen. Im Grossen Langsee sowie den westlich anschliessenden Gewässern Kleiner Langsee und Idstedter See wurden ausschliesslich Edelkrebse nachgewiesen.

Signalkrebse

Die Nachweise von Signalkrebsen beschränken sich auf die Wellspanger Au und dort auf den Abschnitt A (bis 200 m oberhalb der Barriere), die Radkuhle (Tosbecken unmittelbar unterhalb der Mühle) sowie den einmaligen Nachweis von 28 Signalkrebsen im Aalwehr der Mühle. In der Radkuhle ist die Anzahl der gefangenen Signalkrebse mehr als fünfmal so hoch wie die Anzahl der Edelkrebse *(Tab. 1).* Hier ist die voranschreitende Verdrängung der Edelkrebse durch die wachstums- und reproduktionsstarken Signalkrebse zu beobachten.

Die grösste Anzahl Signalkrebse wurde auf den ersten 50 m in unmittelbarer Nähe zur Mühle gefangen und entnommen. In diesem Bereich können die Reusen problemlos vom Land gestellt werden. Es wird daher empfohlen, in den folgenden Jahren kontinuierlich in diesem Bereich weiter nach Signalkrebsen zu fischen. Dies ist effektiv und mit vergleichsweise geringen Aufwand möglich. Zudem zeigen die fehlenden Nachweise in weiter oberhalb gelegenen Abschnitten, dass die Ausbreitung der Signalkrebse unter den gegebenen Umständen recht langsam verläuft.

Tab. 1: ***Zusammengefasste Befischungsergebnisse während der Projektlaufzeit. Die Befischungen fanden zwischen Anfang Juli 2014 und Ende September 2015 statt. Insgesamt wurden bei 1509 Reusennächten 2747 Flusskrebse gefangen.***

		Reusennächte	Edelkrebse		Signalkrebse		EK / SK
			Anzahl	CPU	Anzahl	CPU	
Wellsp.	A	563	1006	1.79	18	0.03	55.89
Au	B	118	386	3.27	-	-	-
	C	120	352	2.93	-	-	-
	Rad-kuhle	78	125	1.65	630	8.13	0.20
	Aalfang	-	3	-	28	-	0.11
Kleiner Langsee		160	27	0.17	-	-	-
Grosser Langsee		110	167	1.52	-	-	-
Idstedter See		360	5	0.01	-	-	-
Summe		**1509**	**2071**	**-**	**676**	**-**	**-**

Die fehlenden Nachweise von Signalkrebsen bei letzten Befischungen sind sehr positiv zu bewerten. Grundsätzlich könnten fehlende Nachweise auch auf eine verminderte Aktivität der Tiere zurückzuführen sein. Anhand der Fänge in der Radkuhle ist jedoch zu sehen, dass die Tiere zumindest auch am 22.09.2015 aktiv und auf Nahrungssuche waren, dies wird durch den hohen Einheitsfang von 14,3 Krebsen pro Reuse verdeutlicht *(Tabelle 2)*. Zudem konnten keine bereits begatteten Weibchen mit angehefteter Spermatophore nachgewiesen werden. Dies lässt den Schluss zu, dass trotz

Tab. 2: ***Die nachfolgende Tabelle verdeutlicht den Aufwand, der notwendig ist, um ansatzweise eine Chance zu haben, diese beginnende Invasion aufzuhalten.***

Abschnitt	**Datum**	**Reusen-zahl**	**Edelkrebse**			**Signalkrebse**			**EK / SK**
			Anzahl	♂/♀	**CPU**	**Anzahl**	♂/♀	**CPU**	
	03.07.14	32	12	1.0	0.4	1	-	0.03	12.0
	04.07.14	33	61	1.7	1.8	-	-	-	-
	05.07.14	33	23	1.3	0.7	2	-	0.06	11.5
	23.07.14	24	32	0.6	1.3	1	-	0.04	32.0
	16.08.14	25	51	0.4	2.0	2	-	0.08	25.5
	05.09.14	20	25	0.9	1.3	3	-	0.15	8.3
	11.09.14	40	67	n.a.	1.7	-	-	-	-
Wellspanger Au Abschnitt A	03.10.14	50	208	0.7	4.2	2	-	0.04	104.0
	10.10.14	40	94	0.6	2.4	-	-	-	-
	01.11.14	35	47	5.7	1.3	1	-	0.03	47.0
	24.07.15	50	52	2.1	1.0	1	-	0.02	52.0
	19.08.15	65	79	0.6	1.2	4	-	0.06	19.8
	17.09.15	80	186	0.8	2.3	1	-	0.01	186.0
	18.09.15	20	34	0.5	1.7	-	-	-	-
	23.09.15	16	35	0.7	2.2	-	-	-	-
	05.09.14	40	202	1.5	5.1	-	-	-	-
Wellspanger Au Abschnitt B	18.09.15	39	71	0.7	1.8	-	-	-	-
	23.09.15	39	113	0.8	2.9	-	-	-	-
	16.08.14	40	121	0.7	3.0	-	-	-	-
Wellspanger Au Abschnitt C	18.09.15	40	134	1.2	3.4	-	-	-	-
	23.09.15	40	97	1.1	2.4	-	-	-	-
	03.07.14	6	35	2.2	5.8	109	0.8	18.2	0.32
	04.07.14	5	14	1.0	2.8	44	1.4	8.8	0.32
	05.07.14	5	20	3.0	4.0	36	0.6	7.2	0.56
	22.07.14	6	10	1.5	1.7	61	1.3	10.2	0.16
	16.08.14	5	12	0.2	2.4	77	1.6	15.4	0.16
	05.09.14	1	0	-	0.0	3	2.0	3.0	0.00
Wellspanger Au Radkuhle	11.09.14	6	6	n.a	1.0	34	n.a	5.7	0.18
	12.09.14	5	6	n.a	1.2	5	n.a	1.0	1.20
	03.10.14	10	6	0.5	0.6	41	1.9	4.1	0.15
	10.10.14	10	6	5.0	0.6	16	1.3	1.6	0.38
	01.11.14	5	3	-	0.6	16	15.0	3.2	0.19
	24.07.15	10	7	2.5	0.7	131	0.8	13.1	0.05
	23.09.15	4	0	-	0.0	57	0.9	14.3	0.00
Aalfang	24.07.15	Handfang	(3)	n.a.	-	28	0.65	-	-
Kleiner Langsee	23.08.14	80	12	n.a	0.2	-	-	-	-
	24.08.14	80	15	n.a	0.2	-	-	-	-
	12.09.14	40	74	n.a	1.9	-	-	-	-
Großer Langsee	19.09.14	40	43	n.a	1.1	-	-	-	-
	10.10.14	30	50	n.a	1.7	-	-	-	-
	04.08.14	20	2	1	-	-	-	-	-
Idstedter See	06.09.14	20	1	-	-	-	-	-	-
	30.10.14	20	1	-	-	-	-	-	-
	11.11.14	20	1	-	-	-	-	-	-

des späten Untersuchungszeitpunkts im September mit Wassertemperaturen von ca. 16 °C die Paarung der Signalkrebse noch nicht eingesetzt hatte. Zur Beurteilung der Fänge oberhalb der Mühle ist das von besonderer Bedeutung, da niedrige bzw. reduzierte Fangzahlen bei niedrigen Wassertemperaturen im Herbst auch im Einsetzen von Paarungsaktivität begründet sein können. Die Tiere sind dann zwar noch aktiv, jedoch wird die Nahrungsaufnahme – und damit die Fängigkeit der Reusen – eingeschränkt. Da dies jedoch aufgrund der hohen Fänge unterhalb der Mühle ausgeschlossen werden kann, wird davon ausgegangen, dass das Verhältnis der gefangenen Edelkrebse zu den gefangenen Signalkrebsen das tatsächlich im Gewässer vorhandene Verhältnis gut wiedergibt.

Mit Ausnahme der Befischung am 18.08.2015 sind die Einheitsfänge in 2015 insgesamt deutlich niedriger als im Vorjahr. Der einmalig hohe Wert ist vermutlich in der kurzfristigen Passierbarkeit der Mühle (siehe unten) begründet. Durch den zweimaligen intensiven Einsatz der Reusen in Abschnitt A konnte der Einheitsfang jedoch umgehend stark reduziert werden, sodass die Bestandsdichte der Signalkrebse zum Ende der Untersuchung unterhalb der Nachweisgrenze liegt. Die Entnahme von Signalkrebsen aus dem etablierten Bestand unterhalb der Barriere in der Radkuhle zeigt nur kurzfristig einen Effekt. Sobald einige Wochen zwischen zwei Befischungen liegen, nähert sich der Einheitsfang dem ursprünglichen Wert vom Beginn der Untersuchung an. Eine Reduzierung oder gar eine Eliminierung des Bestands in der Wellspanger Au unterhalb der Mühle muss daher auf Basis der vorliegenden Daten und der zur Verfügung stehenden Ressourcen als nicht aussichtsreich eingestuft werden.

Bei der zweimaligen Nachsuche nach juvenilen Krebsen, die nicht mit den Reusen erfasst werden können, konnten in Abschnitt A mehrere juvenile Edelkrebse mit einem Gesamtgewicht zwischen 70 und 130 mg nachgewiesen werden. Der Nachweis von Signalkrebsen gelang hier mit dieser Methode nicht. In der Wellspanger Au unterhalb der Mühle konnte innerhalb von 15 Minuten ein Signalkrebs von ca. 250 mg nachgewiesen werden.

Edelkrebse

Edelkrebse sind in allen Abschnitten der Wellspanger Au oberhalb der Mühle in grosser Zahl vertreten. Ausgehend vom Einheitsfang (vgl. *Tab. 1)* ist die Bestandsdichte im mittleren Abschnitt der Wellspanger Au von allen Untersuchungsabschnitten am höchsten.

Kontrolle und Sicherung des Mühlenbauwerks als Wanderbarriere

Im Jahr 2014 konnten bei zwei Kontrollen insgesamt drei Flusskrebse festgestellt werden. Es handelte sich hierbei um geschlechtsreife Edelkrebse, die bei Spülvorgängen aus dem Oberwasser in das Aalwehr innerhalb des Mühlengebäudes gelangen konnten.

Bei der Kontrolle am 24.07.2015 wurden dort jedoch insgesamt 28 Signalkrebse festgestellt, die erneut aus dem Unterwasser die Mühle überklettern konnten. Die Tiere wiesen eine mittlere Gesamtlänge von 6,53 ± 0,74 cm auf (Minimum 5,2 cm; Maximum 8,2 cm). Somit handelte es sich vermutlich um Krebse im zweiten Sommer. An diesem Termin wurden auch alle 131 in der Radkuhle gefangenen Signalkrebse vermessen. Diese wiesen eine Gesamtlänge von 7,81 ± 1,24 cm auf (Minimum 5,5 cm; Maximum 11,2 cm). Die statistische Auswertung der Längenunterschiede beider Gruppen ergab ein hoch signifikantes Ergebnis (Mann-Witney Rank Sum Test $p < 0,001$). Dieser Unterschied kann zum einen auf eine Grössenselektivität bei der Passierbarkeit der Barriere zurückzuführen sein. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit ist ein verstärktes Ausbreitungsverhalten kleinerer Krebse, um einem innerartlichen Konkurrenzdruck zu entgehen.

Es ist wahrscheinlich, dass einige Signalkrebse aus dem Aalwehr über das hölzerne Schott in den Abschnitt A der Wellspanger Au gelangt sind. Vier der fünf Signalkrebse, die noch nach dem 24.07.2015 bei 340 Reusennächten gefangen wurden, massen zwischen 6,6 und 8 cm. Damit lag ihre Grösse innerhalb der Spanne der Tiere, die auch im Aalwehr nachgewiesen wurden. Lediglich ein Tier mit einer Gesamtlänge von 12,5 cm war mit grosser Wahrscheinlichkeit schon vorher in den Gewässerabschnitt eingewandert. Berücksichtigt man zudem die mittlere Länge der Tiere, die bis zum 24.07.2015 gefangen wurden (9,9 cm) liegt diese deutlich über der Läge der Tiere, die ab dem 24.07.2015 in Abschnitt A (8,8 cm) nachgewiesen wurden. Dies zeigt einerseits die Wirksamkeit der Barriere bis Juli 2015 und verdeutlicht auch die Effektivität der Reusenbefischungen zur Entnahme der Signalkrebse

Als Konsequenz der unzureichenden Sperrwirkung des Blechs wurde eine verbesserte Krebssperre in Form eines modifizierten Stahlblechs angefertigt und installiert *(Abb. 6)*. Zusätzlich wurde die Befischung der Flusskrebse oberhalb der Mühle im 2015 intensiviert. Darüber hinaus ist vorgesehen, zusätzlich zur Kontrolle des Aalwehrs zukünftig eine regelmässige Reinigung des Stahlblechs vorzunehmen.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Das primäre Ziel des Projekts, die Etablierung eines reproduzierenden Signalkrebsbestands zu verhindern, wurde erreicht. Reproduktionsnachweise blieben während der gesamten Untersuchung und bis heute aus. Die Fänge von Signalkrebsen

Abb. 6 ***Das neu installierte Stahlblech verhindert durch den abgekanteten oberen Teil auch bei stärkerem Bewuchs ein Überklettern durch Flusskrebse.***

konnten kontinuierlich reduziert werden. Am Ende der Projektlaufzeit lag die Bestandsdichte unter der Nachweisgrenze. Dies unterstreicht auch, dass die Eliminierung invasiver Krebse mit Reusen gelingen kann. Voraussetzung ist jedoch, dass die Invasion so früh wie möglich erkannt wird.

Um den Erfolg der Arbeiten dauerhaft sicherzustellen, wird eine kontinuierliche Überprüfung und gegebenenfalls die weitere Entnahme der Signalkrebse notwendig sein. Am effizientesten ist der Einsatz der Reusen unmittelbar von Land innerhalb der ersten 50 m oberhalb der Mühle. Dieser Bereich wird auch aktuell kontinuierlich nach Signalkrebsen befischt, da dies effektiv und mit vergleichsweise geringen Aufwand möglich ist.

Die Entnahme der Signalkrebse aus dem Bestand unterhalb der Barriere hat gezeigt, dass die Dezimierung des etablierten Bestands durch Reusenbefischungen nicht praktikabel ist. Eine Sicherung des Mühlenbauwerks gegen Überklettern durch Flusskrebse ist somit die einzige Möglichkeit, den Edelkrebsbestand im Langsee langfristig zu erhalten. Vor allem sind regelmässige Kontrollen des Aalwehrs im Mühlengebäude vorzunehmen, um die Funktionsfähigkeit der Barriere zu überprüfen. Bei einer möglichen Umgestaltung der Mühle muss die Passierbarkeit für Flusskrebse unbedingt berücksichtigt werden.

Das unerwartete Eindringen der Signalkrebse in den oberhalb gelegenen Abschnitt der Wellspanger Au verdeutlicht, wie gross die Gefährdung der verbliebenen Edelkrebsbestände ist. Daher könnten zur Risikominimierung auch Anstrengungen unternommen werden, um in geeigneten Gewässern neue Bestände zu etablieren. Vorrangig sollte jedoch der Erhalt der verbliebenen Bestände in den natürlichen Habitaten sein. Hierfür bedarf es einer Gefährdungsabschätzung, die bestandsbezogene Aussagen über die Populationsstruktur und insbesondere über die Bedrohung durch invasive Flusskrebsarten zulässt. Für den Langsee liegen diese Informationen nun vor und sind damit eine wichtige Grundlage für das Management dieses Vorkommens und anderer Edelkrebsbestände. Da detaillierte Bestandsdaten von Edelkrebsen über grössere Zeiträume aus Schleswig-Holstein fehlen, ist die inzwischen vorhandene Datenlage aus dem Gewässersystem des Langsee ein wertvoller Ausgangspunkt für weiterführende Projekte zum Schutz der Tiere.

Bei der Durchführung des Projekts wurde deutlich, dass die enge Einbindung der lokalen Akteure grosse Vorteile mit sich bringt. Zum einen kann die zum Teil intensive Arbeitsbelastung auf viele Schultern verteilt werden. Dies hat das hier dokumentierte Projekt erst in dem für den Erfolg ausschlaggebenden Umfang ermöglicht. Zum anderen wird durch intensive Kommunikation mit allen Beteiligten eine Sensibilisierung für die Problematik der invasiven Arten erreicht. Dies wird als wichtige Voraussetzung für einen langfristigen Erfolg der Massnahmen und damit einen langfristigen Erhalt der Edelkrebsbestände angesehen.

Dank

Die Umsetzung des Projekts wäre ohne das Engagement vieler Mitglieder des ASV Schleswig und der ASG Idstedt nicht möglich gewesen, dafür gebührt allen Mitwirkenden ein besonderer Dank. Weiterhin haben der Unterhaltungsverband Angelner Auen und die Standortleitung des Truppenübungsplatzes am Kleinen Langsee die Umsetzung des Projekts unterstützt. Ein besonderer Dank gilt den Mitgliedern der AG Limnologie des Zoologischen Instituts der Universität Kiel für Ihre Mitarbeit. Das Projekt wurde gefördert durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), Schleswig-Holstein, Flintbek, mit Mitteln aus der Fischereiabgabe.

Literatur

Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen, 92 S.

Hartmann U., S. Spratte & LSFV Schleswig-Holstein e.V. (2006): Seen-FischArtenKataster Schleswig-Holstein Süsswasserfische, zehnfüssige Krebse und Grossmuscheln in Schleswig-Holstein. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Raume des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), 175 S.

Lehmann, K. (2012): Befischung von Edelkrebsen *(Astacus astacus)* im Langsee, Süderfahrenstedt. Unveröffentlichter Kurzbericht, Kiel, 4S.

Lehmann, K. (2013): Bestandsaufnahme von Flusskrebsen im Gewässersystem des Langsees, Süderfahrenstedt. Unveröffentlichtes Gutachten, Kiel, 21 S.

Reynolds, J. (2002): Growth and Reproduction. In: Holdich, D.M. (Hrsg.) Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science Ltd, Oxford. 152–191.

Schmidt, T., A. Schrimpf, K. Theissinger & Schulz, R. (2015): Erfassung und Dokumentation der genetischen Variabilität von Wildpopulationen des Edelkrebses *(Astacus astacus)* aus verschiedenen Flussgebietseinheiten in Deutschland. Abschlussbericht an die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Landau, Deutschland, 80 S.

Schrimpf, A., H.K. Schulz, K. Theissinger, L. Parvulescu, & 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, 401 (35).

Schulz, R. & Smietana, P. (2001): Occurrence of native and introduced crayfish in northeastern Germany and northwestern Poland. Bull. Fr. Pêche Piscic., 361: 629–641.

Söderbäck, B. (1994): Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. Oecologia, 100: 229–235.

Westman, K. & Savolainen, R. (2001): Long-term study of competition between two co-occurring crayfish species, the native *Astacus astacus* L. and the introduced *Pacifastacus leniusculus* Dana, in a finnish lake. Bull. Fr. Pêche Piscic., 361: 613–627.

Anschrift des Verfassers

Kai Lehmann
Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Arbeitsgruppe Limnologie
Am Botanischen Garten 9
LD–24118 Kiel

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 71–76, Vaduz 2018

JAN LAURENZ

Auswirkungen von Nitrat auf die Embryonalentwicklung von *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) und *Procambarus fallax f. virginalis* (Martin, 2010)

Jan Laurenz
Geboren 1987. B.Sc. sowie M.Sc. Biologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Seit 2017 Promotionsstudent an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Zusammenfassung

In dieser Studie wird erstmals die Hypothese überprüft, dass Nitrat negative Effekte während der Embryonalentwicklung zweier Flusskrebsarten hervorruft. Hierzu wurden der einheimische Edelkrebs (*A. astacus*) und der sich parthenogenetisch vermehrende Marmorkrebs (*P. fallax f. virginalis*) verwendet. Es konnte festgestellt werden, dass die im Freiland auftretenden Konzentrationen durchaus Auswirkungen auf die Embryonalentwicklung der Flusskrebse haben können. Eine Verzögerung des Schlupfzeitpunktes und eine Herabsetzung der Überlebensrate der Marmorkrebse traten bereits ab einer Konzentration von 14 mg/L auf. Der EC50-Wert (mittlere effektive Konzentration) für die Schlupfrate der Edelkrebse bei kontinuierlicher Exposition zu Nitrat betrug 55,7 mg/L. Dies entspricht etwa der Hälfte der regelmässig im Grundwasser der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesenen Konzentrationen.
Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, dass die Eutrophierung der Seen, in denen noch einheimische Flusskrebse vorkommen, den Bestand und die Populationen stark gefährden könnten. Da der Flusskrebs einen Schlüsselorganismus darstellt, muss ein besonderes Augenmerk auf die Aufbereitung und Renaturierung der Gewässer mit natürlichen Flusskrebsbeständen gelegt werden.
Zusammenfassend ist daher festzustellen, dass Nitrat ein hohes Potential aufweist die Reproduktion von Flusskrebsen zu vermindern und damit Populationen negativ zu beeinflussen. Die Ergebnisse dieser und weiterer Arbeiten über die Auswirkungen von Chemikalien auf im Ökosystem wichtige Arten, wie den Edelkrebs, könnten daher relevant sein, um Zulassung und Ausbringung von Substanzen zu regulieren.

Einleitung

Der Zustand der Lebensgemeinschaften unserer Oberflächengewässer ist durch morphologische, hydraulische und stoffliche Belastungen stark beeinträchtigt und viele Arten sind regional bereits ausgestorben oder vom Aussterben bedroht (Gross et al. 2010). Dabei ist der negative Einfluss einer defizitären Gewässerstruktur – verbunden mit einem unnatürlichen Abflussregime – auf Pflanzen und Tiere seit Langem bekannt. Massnahmen zur Verbesserung dieser Umstände werden unter anderem im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie realisiert (Umweltbundesamt 2016).
Komplexer ist der Umgang mit der zum Teil zunehmenden Belastung der Gewässer durch Eutrophierung aufgrund der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Zwar gibt es auch im Hinblick auf die stofflichen Belastungen eine Reihe formaler Zielvorgaben, diesen liegen jedoch kaum Informationen über die tatsächlichen Auswirkungen auf natürliche Lebensgemeinschaften zugrunde. Für eine fundierte Bewertung, die in der Folge zu Anwendungsbeschränkungen oder sogar zum flächendeckenden Verbot bestimmter Stoffe führen könnte, sind toxikologische Untersuchungen daher unabdingbar.
In den letzten Jahrhunderten, speziell in den letzten 50 Jahren, hat der Mensch den globalen Stickstoffzyklus stark beeinflusst. Vor allem durch Abflüsse der Agrarwirtschaft und der Industrie wurden grosse Mengen an Stickstoff in Gewässer eingetragen (Camargo & Alonso 2006). Dieser tritt in Gewässern, in ionischer Form gelöst, vor allem als Ammonium (NH4+), Nitrit (NO2-) und Nitrat (NO3-) auf.
In Oberflächengewässern wurden maximale Nitratkonzentrationen von über 50 mg/L und im Grundwasser über 90 mg/L festgestellt (BMU 2016).
Von besonderer Bedeutung sind die Auswirkungen von Schadstoffen auf sogenannte «keystone» Organismen und «ecosystem engineers». Zu diesen zählen in den limnischen Habitaten unter anderem Flusskrebse. Trotz des hohen Schutzstatus sind für die drei einheimischen Flusskrebsarten Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*), Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) und Edelkrebs (*Astacus astacus*) die Auswirkungen von umweltrelevanten Einträgen in die Gewässer weitestgehend unbekannt. Insbesondere die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf ihren Reproduktionserfolg sind nahezu nicht untersucht. Gleichzeitig weisen die Tiere eine Fortpflanzungsstrategie auf, die dazu führt, dass die Eier über einen sehr langen Zeitraum Umwelteinflüssen ausgesetzt sind. Die Paarung von *A. astacus* findet zum Beispiel zwischen September und Oktober statt. Der Schlupf der Juvenilen erfolgt wiederum erst im Juni und Juli (Faller et al. 2006).
Als einheimische Art wurde in diesem Vorhaben exemplarisch mit dem Edelkrebs gearbeitet. Diese Art bietet sich besonders für diese Studie an, da sie, im Gegensatz zu den Steinkrebsen und Dohlenkrebsen, häufiger in Gebieten vorkommt, die in Einzugsgebieten von Kläranlagen oder Drainagen vom Ackerbau liegen (Skurdal & Taugbol 2002). Der Marmorkrebs (*Procambarus fallax f. virginalis*), wurde in dieser Studie als Modellorganismus gewählt. Als einzige Art unter den Dekapoden sind von dieser Spezies ausschliesslich weibliche Tiere bekannt, die Vermehrung erfolgt durch Jungfernzeugung und alle Nachkommen verfügen somit über (grösstenteils) identisches genetisches Material (Vogt et al. 2004). Dabei kann ein Weibchen in einem Zyklus von 8 bis 9 Wochen mehrere Hundert Eier legen. Diese Tatsachen ermöglichen den Einsatz dieser Art als Modellorganismus für höhere aquatische Invertebraten im Labor, da ganzjähriger Zugriff auf die Eier gewährleistet ist und Unterschiede aufgrund genetischer Variabilität reduziert sind.

Material und Methoden

Elterntierhaltung

Die Elterntiere der Marmorkrebse stammten aus einer kommerziellen Zucht für die Aquaristik. Die Haltung erfolgte einzeln in handelsüblichen 20 l Aquarien. Nach der Eiablage wurden die Eier 2 bis 3 Tage am Weibchen belassen.
Die geschlechtsreifen Edelkrebse stammten aus einem natürlichen Bestand und wurden kurz vor der Paarungszeit in die Einrichtung des zoologischen Instituts der CAU überführt. Dort erfolgten die Paarung und Eiablage. Nach der Eiablage wurde die Temperatur auf 2–3 °C abgesenkt und nach einer Kälteperiode von 14 Tagen erfolgte die Versuchsdurchführung.
Die Eier beider Arten wurden für die Versuche von den Weibchen abgenommen. Hierzu wurde mit einer Pinzette von den Pleopoden abgestreift und in die Versuchseinheiten überführt.

Aufbau und Durchführung

Die Erbrütung der Flusskrebse wurde in 12-Well Mikrotiterplatten (Firma Greiner bio-one, Kremsmünster, Österreich) durchgeführt *(Abb. 1)*. Die Untersuchung wurde als Doppelblindstudie durchgeführt. Dazu wurden die Standardlösungen von einer unabhängigen Person kodiert und auch die Kammern der Mikrotiterplatten mit diesen Codes versehen. Dadurch war es dem Beobachter nicht möglich zu erkennen, welches Ei mit welcher Konzentration behandelt wurde.
Um die Bewegung der eitragenden Weibchen zu simulieren und die Umspülung der Eier mit der Lösung sicherzustellen, wurden die Platten auf einem Kompaktschüttler gelagert, der durchgängig auf 60 Bewegungen pro Minute eingestellt war *(Abb. 1)*. Die Temperatur der Lösungen wurde täglich mit Hilfe eines Handthermometers (TFA Dostmann GmbH & Co. KG, Ottersberg, Deutschland) überprüft.
Die zu testende Höchstkonzentration wurde, unter Berücksichtigung vorangegangener Versuche der Arbeitsgruppe mit anderen Tiergruppen, zunächst auf 500 mg/L Nitrat festgelegt. Durch die vorbereiteten Stammlösungen konnten schlussendlich Konzentrationen von 500 mg/L, 250 mg/L, 125 mg/L, 67,5 mg/L, 31,25 mg/L, 14 mg/L und 0 mg/L für Nitrat bereitgestellt. Um die jeweiligen Konzentrationen in den Lösungen vorzuhalten, wurde Natriumnitrat (99 %, Merck KGaA, Darmstadt, Germany) in VE Wasser gelöst.

Für die Versuche zu der Embryonalentwicklung von Marmorkrebsen wurden insgesamt 30 Eier pro Konzentration verwendet. Aufgrund der Verfügbarkeit und der begrenzten Zeit wurden für die Edelkrebse lediglich 10 Eier pro Konzentration eingesetzt. Die Kammern der Mikrotiterplatten wurden mit 0,5 ml Stammlösung und 0,5 ml autoklaviertem Wasser befüllt. Anschliessend wurden die Eier der Flusskrebse vorsichtig mit einer Pinzette von den Pleopoden der Tiere entfernt und einzeln in die Kammern der Mikrotiterplatten überführt. Die Medien innerhalb der Mikrotiterplatten wurden täglich mit Hilfe von 1000 µl Pipetten (Pipetman, Gilson Inc, Middleton, Grossbritannien) gewechselt, um eine gleichbleibende Qualität des Mediums zu gewährleisten.
Die Eier der Tiere wurden drei Mal wöchentlich kontrolliert, um die Entwicklungsstadien, Mortalität und Missbildungen zu dokumentieren. Dabei wurde die Beurteilung der Eientwicklung der Marmorkrebse anhand der Arbeit von Alwes und Scholtz (2006) vorgenommen. Für die Entwicklung der Edelkrebse wurde die Einteilung nach Sandeman und Sandeman (1991) verwendet. Beide Einteilungen wurden, zur besseren Vergleichbarkeit, in Prozent der Eientwicklung umgerechnet. Zusätzlich wurden mit Hilfe einer Leica Stereolupe mit Fotomodul (Leica S8APO, Kamera Leica MC120 HD Leica Mikrosysteme Vertrieb GmbH Mikroskopie und Histologie, Wetzlar, Deutschland) Bilder der einzelnen Entwicklungsstufen und von speziellen Missbildungen angefertigt.
Als missgebildet wurden Embryonen angesehen, die im Vergleich zu der Kontrolle mindestens 30 % weniger Fläche der ventralen Seite mit Extremitäten bedeckt hatten. Diese Einteilung ist ab einem Entwicklungsstadium von 75 % möglich. In *Abb. 3* ist eine beispielhafte Anwendung dieser Methode dargestellt.
Die Versuche wurden nach der ersten Häutung aller Tiere beendet.

Abb. 1 ***Aufbau der Mikrotiterplatten auf dem Schüttler***

Abb. 3 ***Vergleich eines normal entwickelten Eis (1,2,3) mit einem missgebildeten Ei (4,5,6). In 2 und 5 ist die Ventralseite des Embryos freigestellt, in 3 und 5 die nicht bedeckten Teile der ventralen Seite des Embryos***

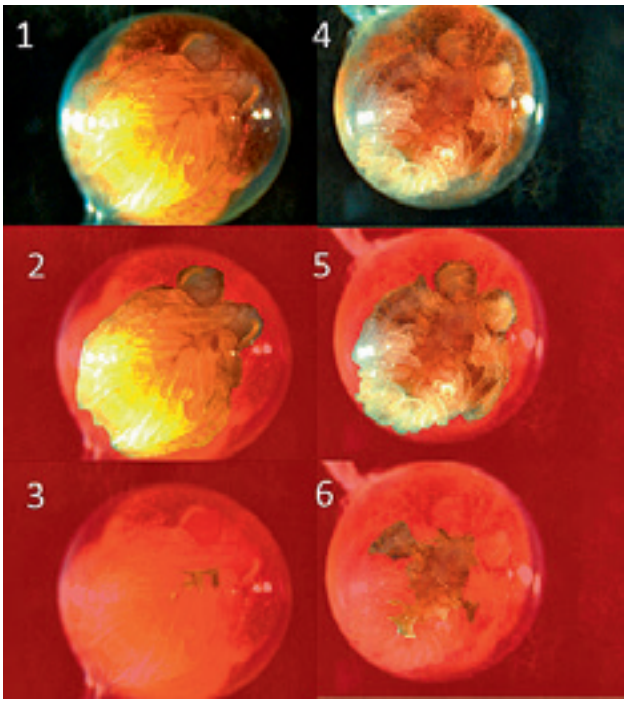


Abb. 2 ***Foto Marmorkrebse***

Ergebnisse

Überlebensrate

Bei den Auswirkungen der verschiedenen Nitrat Konzentrationen auf die Überlebensrate der Marmorkrebse zeigt sich, dass die höheren Konzentrationen zu einer höheren Mortalität führen *(Abb. 3)* ab einer Konzentration von 14 mg/L signifikante Effekte auftreten (p<0,021).
Bei der Überlebensrate der Edelkrebse ist zu sehen, dass die Überlebensrate der Tiere der höheren Konzentrationsgruppen deutlich früher abnimmt als die der geringeren Konzentrationsgruppen *(Abb. 4)*. Statistisch unterscheiden sich die drei höchsten Konzentrationen von der Kontrolle und den beiden niedrigsten Konzentrationen signifikant (p=0,026). Zusätzlich tritt Mortalität bei der Gruppe 62,5 mg/L früher ein als bei der Gruppe 14 mg/L (p=0,0178).

Abb. 4 ***Vergleich der Überlebensraten: Überlebensraten von Marmorkrebsen in Abhängigkeit zur Zeit und den eingesetzten Konzentrationen von Nitrat; n=30***

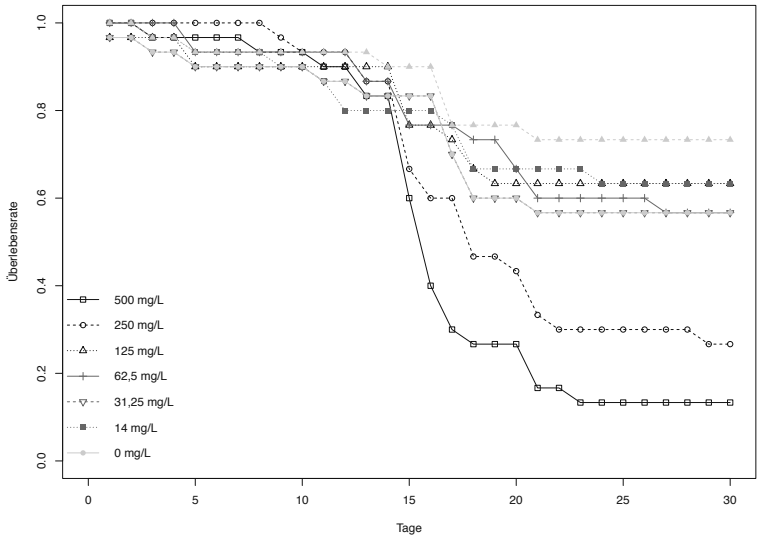
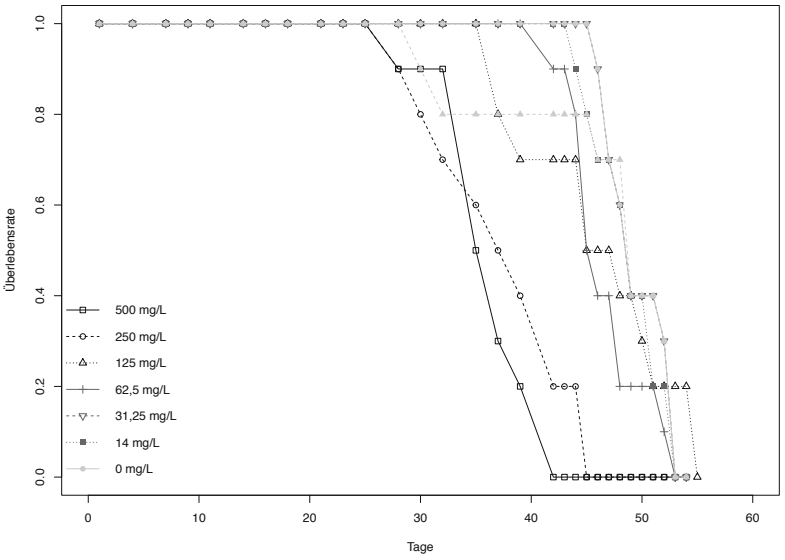


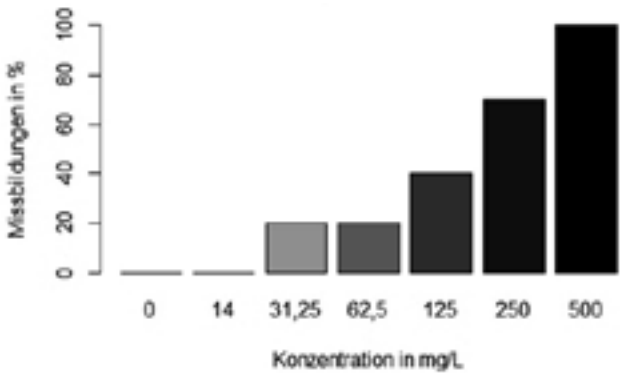
Abb. 5 ***Vergleich der Überlebensraten: Überlebensraten von Edelkrebsen in Abhängigkeit zur Zeit und den eingesetzten Konzentrationen von Nitrat; n=10***



Subletale Auswirkungen

In Bezug auf die Schlupfrate der Tiere ist festzustellen, dass bereits ab einer Konzentration von 14 mg/L Nitrat der Zeitpunkt des Schlupfes bei beiden Arten hinausgezögert wird und die Rate der geschlüpften Tiere sinkt. Im Falle der Edelkrebse kommt es sogar zu einem Absterben aller Embryonen, die Konzentrationen über 62,5 mg/L ausgesetzt werden. Die Schlupfrate der Edelkrebse unter Einfluss von Nitrat weist einen EC50-Wert von 55,7 ± 1,9 mg/L bei einer Wirkzeit von durchschnittlich 45 Tagen auf (n=65). Bei den Marmorkrebsen hingegen beträgt die effektive Konzentration 349,2 ± 2,1 mg/L nach 15 Tagen (n=157).
Missbildungen treten bei den Untersuchungen mit Marmorkrebsen nur in geringem Masse auf, sodass das Auftreten statistisch in keinen Zusammenhang zu bringen ist.
Höhere Konzentrationen lösen hingegen bei den Edelkrebsen zunehmend Missbildungen aus. In *Abb. 5* ist zu sehen, dass ab einer Konzentration von 31,25 mg/L Missbildungen auftreten. In diesem Fall ist zusätzlich zu beobachten, dass alle Tiere, die eine Missbildung aufwiesen, nicht bis zum Schlupf gekommen sind.
Um die Entwicklungsstadien in Abhängigkeit von der Zeit darzustellen, wurden lineare Regressionen erstellt und diese im Anschluss auf Unterschiede zwischen den verschiedenen Konzentrationen verglichen. Jedoch können weder bei den Marmorkrebsen noch bei den Edelkrebsen signifikante Veränderung in der Geschwindigkeit der Embryonalentwicklung beobachtet werden.

Abb. 6 ***Auftreten von Missbildungen: Abgebildet sind die prozentualen Anteile von Embryonen der Edelkrebse, die während der Embryonalentwicklung unter chronischem Einfluss von Nitrat Missbildungen aufwiesen, in Abhängigkeit zu den eingesetzten Konzentrationen; n=10***



Diskussion

Insgesamt sind bei fast allen Parametern, die zur Auswertung des Versuches analysiert wurden, Effekte auf die Flusskrebse zu erkennen. Lediglich die Entwicklungsgeschwindigkeit der Embryonen scheint nicht von Nitrat beeinflusst zu werden.
Es zeigen sich bereits bei einer Konzentration von 14 mg/L Nitrat erste Auswirkungen auf den Zeitpunkt und die Anzahl der geschlüpften Marmorkrebse. Bei den Edelkrebsen sind erste Effekte erst bei einer Konzentration 125 mg/L Nitrat zu erkennen. Die bereits bei geringeren Konzentrationen auftretenden Effekte auf die Schlupfrate der Marmorkrebse könnten mit der geringeren Eigrösse zu erklären sein (Skurdal & Taugbol 1994, Savolainen et al. 1996, Holdich et al. 2006). Denn je kleiner Organismen sind, desto anfälliger sind sie für die Auswirkungen von Toxinen (Grinwis 2000). Jedoch scheint die Annahme, dass Edelkrebse gegenüber Umwelteinflüssen sensitiver reagieren als Marmorkrebse nicht auf die Einwirkung von Nitrat zuzutreffen. Gemeinhin wird der Marmorkrebs als höchst tolerant und adaptiv beschrieben (Holdich et al. 2006, Kaldre et al. 2012).
Der EC50-Wert unterstützt diese Einschätzung. Die Wirkdauer des Stoffs auf die Edelkrebse war während des Versuchs etwa drei Mal so lang wie die der Marmorkrebse. Im Vergleich der EC50-Werte für den Effekt der Schlupfrate liegen die Werte für die Marmorkrebse um ein siebenfaches höher, als die für die Edelkrebse.
Missbildungen wie siamesische Zwillinge oder «conjoined twins» sind bei Decapoden schon länger bekannt (Herrik 1895, Harzsch et al. 2000, Jara & Palacios 2001, Harioglu 2002, Alwes & Scholtz 2006), jedoch sind dies nicht die Art von Missbildungen, die in dieser Studie zu beobachten sind. Hier treten, wie in *Abb. 2* gezeigt, eher Missbildungen der Extremitäten auf. In den Studien, in denen siamesische Zwillinge auftraten, wurden Temperatureinflüsse auf die Tiere untersucht. Daher könnten Missbildungen in der Art, wie sie in der vorliegenden Studie beobachtet werden, als frühe Anzeichen für Belastungen von Gewässern herangezogen werden. Im Hinblick auf die Missbildungen wird deutlich, dass Nitrat keine Auswirkungen auf die Marmorkrebse hat. Bei den Edelkrebsen hingegen scheint das Auftreten von Missbildungen linear mit der Konzentration anzusteigen. Dies zeigt deutlich, dass nicht alle Ergebnisse oder Tendenzen von toxikologischen Untersuchungen der Marmorkrebse auf die Edelkrebse übertragbar sind (Hausknecht et al. 1992) und der Modellorganismus «Marmorkrebs» lediglich Anhaltspunkte liefern kann, um tatsächliche Gefährdungen auf die heimischen Arten abschätzen zu können.
Bei kürzerer Exposition adulter Edelkrebse gegenüber Nitrat wurden bis zu Konzentrationen von 1000 mg/L keine erhöhten Mortalitäten beobachtet (Meade & Watts 1995). Werden diese Werte mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie verglichen, wird deutlich, dass die Embryonen der Flusskrebse deutlich sensitiver gegenüber Nitrat reagieren. Bei den Marmorkrebsen sind erste Unterschiede sogar bereits ab 14 mg/L zu sehen. Auffällig ist, dass die hier dargestellten Effektgrenzen deutlich unter den in Oberflächen- und Grundwässern gefundenen Werten liegen. In Oberflächen-gewässern und im Grundwasser wurden 50 mg/L bzw. über 90 mg/L Nitrat festgestellt (BMU 2016). Es ist davon auszugehen, dass Eutrophierung von Seen tatsächlich Auswirkungen auf die Reproduktion von Flusskrebsen zeigen könnte. Dass Nitrat die Reproduktion von Invertebraten beeinflussen kann, hat eine Studie aus dem Jahr 2013 von Alonso gezeigt. Dort wurde beschrieben, dass bereits bei Konzentrationen ab 21,4 mg/L Nitrat die Zahl der Nachkommen der Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* sank.
Während der Arbeit an dieser Studie traten weitere Fragen zu der Toxizität von Umweltchemikalien auf Flusskrebse auf. Die Untersuchung zeigte, dass dieser Stoff eine Auswirkung auf die Embryonalentwicklung hat. Jedoch ist nicht klar, ob auch Effekte in früheren Stadien der Reproduktion auftreten könnten. So wäre eine Untersuchung der Effekte des Stoffes auf die Gonadenreifung von grossem Interesse.
Insgesamt zeigen die hier erhobenen Daten für Nitrat, dass der Toleranzbereich für adulte Flusskrebse von bis zu 25 mg/L (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2007) nicht mit denen für Embryonen übereinstimmt. Schon ab einer Konzentration von 14 mg/L zeigen sich Auswirkungen auf die Schlupfrate und die Überlebensrate. Eine höhere Empfindlichkeit der Embryonalstadien von Flusskrebsen beschrieben auch Khan & Nugegoda (2007) beim Vergleich der EC50-Werte von juvenilen und adulten *Cherax destructor* unter Einwirkung von Kupfer. Dabei wurde für die adulten Tiere ein EC50-Wert von 1400 µg/L festgestellt, bei den juvenilen hingegen betrug dieser Wert nur 379 µg/L. Dieses Ergebnis lässt somit auch gleichzeitig den Schluss zu, dass die Umweltschadstoffe insgesamt grössere Auswirkungen auf frühe Lebensstadien von Flusskrebsen aufweisen als auf adulte Tiere.
Dieser Zustand ist darauf zurückzuführen, dass ein «tradeoff» Effekt stattfindet (Wolfle et al. 2009). Für die Entwicklung und das Wachstum der juvenilen Krebse wird Energie benötigt, die nicht für die Abwehr von schadhaften Substanzen zur Verfügung steht (Bridges & Farrar 1997). Zusätzlich werden die Abwehrmechanismen der Tiere erst während der Embryonalentwicklung gebildet, sodass die Tiere zu frühen Stadien sensitiver gegenüber Umwelteinflüssen sind (Le Moullac & Haffner 2000). Für das Freiland bedeutet dies, dass hohe Nitratwerte (>14 mg/L) zu einer geringeren Überlebensrate führen können.
Aus dem aktuellen Nitratbericht (BMU 2016) geht hervor, dass im Januar und im Februar aufgrund verstärkter Ausspülungen von Nährstoffen die höchsten Nitratkonzentrationen in den Oberflächengewässern nachgewiesen wurden. Damit wirkt der Stoff genau im Zeitraum der Embryonalentwicklung der Edelkrebse und auch der anderen Flusskrebsarten. Die Ergebnisse dieser Studie lassen vermuten, dass aktuell nachgewiesene Nitratkonzentrationen in Oberflächengewässern Populationen auf lange Sicht negativ beeinflussen und zu einem Rückgang oder sogar dem Verschwinden von Populationen führen können.

Literatur

Alwes, F. & Scholtz, G. (2006): Stages and other aspects of the embryology of the parthenogenetic Marmorkrebs (Decapoda, Reptantia, Astacida). Development genes and evolution, 216 (4): 169–184.

Bayrisches Landesamt für Umwelt (2007): Krebse – LfU Bayern. URL: https://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/index.htm, zuletzt geprüft am: 23.05.2017.

Bridges, T. & Farrar, J. (1997): The influence of worm age, duration of exposure and endpoint selection on bioassay sensitivity for Neanthes arenaceodentata (Annelida. Polychaeta). Environmental Toxicology and Chemistry 16 (8): 1650–1658.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau, Reaktorsicherheit, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): Nitratbericht. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/nitratbericht_2016_bf.pdf, zuletzt geprüft am: 28.07.2017.

Camargo, J. & Alonso, A. (2006): Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environment international 32 (6): 831–849.

Faller, M.; Maguire, I. & Klobucar, G. (2006): Annual activity of the noble crayfish (Astacus astacus) in the Orljava river (Croatia). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 383: 23–40.

Gross, H., Burk, C., Feldhaus, G., Mellin, A., Darschnick, S. & Niepagenkemper, O. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flusskrebse Astacidae et Cambaridae in Nordrhein-Westfalen. 4. Rote Liste NRW 2011 - Flusskrebse, S. 16.

Harioglu, M. (2002): The first report on the occurrence of twins in a freshwater crayfish, Pacifastacus leniusculus (Decapoda, Astacoidea). Folia Biol., 50: S. 3–6.

Harzsch, S., Benton, J. & Beltz, B. (2000): An unusual case of a mutant lobster embryo with double brain and double ventral nerve cord. Arthropod Struct. Dev., 29: 95–99.

Hausknecht, J., D. Bourke & Macmillan, D. (1992): The Crayfish as a model for studying long-term and chronic effects of ethanol on behaviour and neural function. Research communications in substances abuse, 13(2): 81–93.

Herrik, F. (1895): The American lobster: a study of its habits and development. Bull. US Fish. Comm., 15: 229-237.

Holdich, D., P. Haffner, P. Noel, J. Carral, L. Füreder, F. Gherhardi, Y. Machino, J. Madec, M. Pöckl & Smietana, P. (2006): Species files. In: Souty-Grosset, C., D. Holdich, P. Noel, J. Reynolds, P. Haffner, (Hrsg.): Atlas of Crayfish in Europe, Paris, Frankreich, 187 S.

Jara, C. & Palacios, V. (2001): Occurrence of conjoined twins in Aegla abtao Schmitt, 1942 (Decapoda, Anomura, Aeglidae). Crustaceana, 74: 1059–1065.

Khan, S. & Nugegoda, D. (2007): Sensitivity of juvenile freshwater crayfish Cherax destructor (Decapoda: Parastacidae) to trace metals. Ecotoxicology and environmental safety, 68 (3): 463–469.

Kaldre, K., A. Mezenin & Paaver, T. (2012): Marbled crayfish (Procambarus fallax f. virginalis) resistance and survival rates at low (under 5 °C) temperatures during winter period. In: Kaldre, K., A. Mezenin, T. Paaver (Hrsg.): IAA 19, Books of abstracts, Innsbruck, Österreich, Poster.

Le Moullac, G. & Haffner, P. (2000): Environmental factors affecting immune responses in Crustacea. Aquaculture, 191 (1–3): 121–131.

Meade, M. & S. Watts, (1995): Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to juvenile Australian crayfish, Cherax quadricarinatus. Journal of shellfish research 14: 89–97.

Sandeman, R. & Sandeman, D. (1991): Stages in the development of the embryo of the fresh-water crayfish Cherax destructor. Roux's archives of developmental biology, 1: 27–37.

Savolainen, R., K. Westman, & Pursiainen, M. (1996): Fecundity of Finnish noble crayfish, Astacus astacus L., and signal crayfish, Pacifastacus leniusculus, in various natural habits and in culture. Freshwater crayfish, 11: 319–338.

Skurdal, J. & Taugbol, T. (1994): Do we need harvest regulations for European crayfish? Reviews in Fish Biology and Fisheries 4 (4): 461–485.

Skurdal, J. & Taugbol, T. (2002): Astacus. In: Holdich, D.M. (Hrsg): Biology of Freswater Crayfish. Blackwell, London, 702 S.

Umweltbundesamt (2016): Integrierte Gewässerbewirtschaftung mit der Wasserrahmenrichtlinie. Umweltbundesamt, Dessau/ Rosslau, S. 148.

Vogt, G., L. Tolley & Scholtz, G. (2004): Life stages and reproductive components of the Marmorkrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. Journal of morphology, 261 (3): 286–311.

Wolfle, S., M. Trienens & Rohlfs, M. (2009): Experimental evolution of resistance against a competing fungus in Drosophila melanogaster. Oecologia, 161 (4): 781–790.

Anschrift der Autoren

Jan Laurenz, Arne Georg, Kai Lehmann & Heinz Brendelberger
Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Arbeitsgruppe Limnologie
Am Botanischen Garten 9
D-24118 Kiel

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 77–78, Vaduz 2018

ELENA ADAMS, ULI B. SEEMANN, OLIVER HAUCK, ANNE SCHRIMPF,
MATTHEW J. SLATER & RALF SCHULZ

Vorstellung des Projektes «MaNaKa – Massnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatzmassnahmen autochthoner Edelkrebspopulationen»

Um die stark dezimierte Anzahl einheimischer Flusskrebsbestände wieder zu erhöhen, werden seit dem Jahr 1950 Besatzprojekte, vor allem für den Edelkrebs *Astacus astacus,* durchgeführt (Füreder 2009, Jussila et al. 2008, Sint & Füreder 2004). Von den bisher durchgeführten Besatzprojekten sind die wenigsten umfassend dokumentiert und überwacht worden. Insgesamt fand Füreder (2009) während seiner Literaturrecherche zum Thema Besatzprojekte in Verbindung mit den einheimischen Flusskrebsarten Hinweise auf nur 29 in Europa durchgeführte und dokumentierte Besatzprojekte. Alle beschriebenen Projekte unterschieden sich in der Art und Weise der Durchführung, dem Alter, der Dichte und dem Geschlechterverhältnis der Besatztiere. Nur wenige Projekte beinhalteten ein vorheriges Monitoring der Habitat- und Gewässergüte oder einen sinnvollen, mehrstufigen Besatz. In nur einem Fall wurde vor Projektbeginn eine Risikoanalyse des Besatzgewässers durchgeführt. Dabei wurde abgesehen von der einsehbaren Uferregion kein Gewässer auf die für Flusskrebse sehr wichtige Bodenbeschaffenheit hin untersucht. Ausserdem sind durch fehlendes Monitoring die Erfolgsquoten vieler Projekte nicht bekannt und damit die angewandten Methoden nicht verifizierbar.

Die Dokumentation der in Deutschland durchgeführten Projekte weist ähnliche Lücken auf. Oftmals sind keine genauen Angaben über Anzahl und Umfang der durchgeführten Projekte bekannt, da meist nur wenige oder gar keine Informationen oder lediglich die Teilnahme an einem Besatzprojekt auf der Homepage beteiligter Vereine oder in lokalen Medien veröffentlicht wurden, was meist eine tiefgehende Recherche und einen direkten Kontakt erforderlich macht (Jansen et al. 2009, Angelfreunde Schiltach e.V. 2010, Arge Nister 2012, Landessportfischerverband Niedersachsen e.V. 2013). Eine gezielte Auswahl an Besatztieren nach genetischen Kriterien erfolgte bisher in den wenigsten Fällen, wodurch es zu einer Verarmung durch Nutzung und Vermischung der weiter verbreiteten Stämme und zu einem Verlust an genetisch wertvollem Erbmaterial kommen kann (Schrimpf et al. 2011).

Durch diese Problematiken fehlen zum einen eine allgemeingültige, zugrundeliegende Leitlinie und damit die Vergleichbarkeit, zum anderen sind die Erfolge dieser Massnahmen nicht evaluierbar, da ein abschliessendes Monitoring in den wenigsten Fällen durchgeführt wurde und es auch hierzu keinerlei einheitliche Vorgaben gibt.

In einem 1994 veröffentlichten Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten wird auch auf den Edelkrebs eingegangen (Blohm et al. 1994). Zwar liefert das Dokument eine gute Grundlage, jedoch müssen die Angaben weiter spezifiziert und Anleitungen zur wissenschaftlichen Risikoanalyse, sowie für ein entsprechendes Monitoringprogramm ergänzt werden. Daher ist das Ziel des hier vorgestellten Projektes die Ausarbeitung eines detaillierten Massnahmenkatalogs zum erfolgreichen und einheitlichen Besatz autochthoner Edelkrebsstämme in heimischen Gewässern, um grundlegend die Art und dessen Bestände und insbesondere die Biodiversität noch vorhandener Populationen langfristig zu erhalten und zu erhöhen. In diesem Katalog sollen konkrete Aussagen über Besatzkriterien (u. a. Herkunft, Alter und Geschlecht der Besatztiere, Besatzdichte, Gewässerart und parameter sowie Populationsentwicklung), begleitende Massnahmen wie Sensibilisierung und Monitoring sowie deren Erfolgschancen getroffen werden. Dabei ist eine extensive Nutzung der neuen Ressource durch Fischereivereine auf zunächst regionaler Ebene nach dem Aufbau mehrerer etablierter Populationen möglich (Taugbøl 2004) und bietet

Abb. 1 ***Edelkrebs*** *(Foto: Anne Schrimpf)*

neben dem ökonomischen Aspekt einen Anreiz, die Populationen langfristig zu überwachen und Artenschutzmassnahmen zu betreiben.

In der ersten Phase des Projekts erfolgt eine umfangreiche Literaturrecherche dokumentierter Besatzmassnahmen und strukturierte vor Ort Interviews mit den jeweiligen Projektträgern und Initiativen. Dadurch werden biotische und abiotische Bewertungskriterien wie Wasserparameter, geeignete Besatzdichten, Uferbewuchs oder Sediment sowie sozioökonomische Faktoren für einen erfolgreichen Besatz bestimmt. Ausserdem werden Gründe für erfolglose Massnahmen identifiziert sowie die Management-Ansätze durchgeführter Massnahmen, deren Durchführung und das sich gegebenenfalls anschliessende Monitoring diskutiert.

In der zweiten Phase sollen neun ausgewählte Besatzgewässer über ein Jahr regelmässig beprobt und auf wichtige Gewässerparameter hin untersucht werden. Neben der Bestimmung geeigneter Wasserparameter und -inhaltsstoffe können durch Taucharbeiten das vorherrschende Bodensubstrat und die Fisch- und Makrophytenarten und -dichten bestimmt werden. Zudem ist es wichtig, dass alle ausgewählten Probegewässer frei von amerikanischen Arten und dem Erreger der Krebspest sind. Dazu sind sowohl Befischungen, Taucheinsätze als auch genetische Untersuchungen von Wasserproben auf den Krebspesterreger vorgesehen. Neben den genannten Gewässern erfolgen auch Probenahmen bei ausgewählten Zuchten, von denen der Erwerb der Besatztiere in Frage kommt.

Alle Erkenntnisse aus der Literaturrecherche, den Interviews und der Beprobung der Gewässer werden in der dritten Phase des Projektes ausgewertet, in einen Massnahmenkatalog überführt und veröffentlicht. Durch die umfangreichen Untersuchungen soll der Massnahmenkatalog anschliessend als Leitlinie auf nationaler Ebene für zukünftige Besatzmassnahmen (Auswahl der Besatzgewässer und geeigneter autochthoner Zuchtstämme, Risikoanalyse, Besatzmethodik, Monitoring und Öffentlichkeitsarbeit) dienen. Anhand unterschiedlich lang zurückliegender Besatzprojekte kann zusätzlich ein Verlaufsplan einer sich aufbauenden Population erstellt werden, um zum Beispiel bei zukünftigen Besatzmassnahmen besser auf auftretende Probleme reagieren zu können.

Ausgehend von den im Massnahmenkatalog festgelegten Kriterien und Empfehlungen sowie den zur Verfügung stehenden autochthonen Linien aus den beprobten Teichzuchten sollen in der vierten Projektphase in Zusammenarbeit mit allen Projektpartnern drei Gewässer ausgewählt und mit den regional typischen Genstämmen besetzt werden.

Relevante Personengruppen wie z. B. Fischer sollen bereits vor und während der ersten Besatzmassnahme auf das Projekt und ihre mögliche Einflussnahme auf den Erfolg des Besatzprojektes aufmerksam gemacht werden.

Der erarbeitete Massnahmenkatalog wird auf Deutsch und Englisch der nationalen und internationalen Öffentlichkeit mit Hilfe einer Homepage zugänglich gemacht, sodass die Leitlinie für zukünftige Besatzprojekte Anwendung findet. Ausserdem sollen Fischereivereine und andere Interessenten an Besatzprojekten durch einen Workshop auf die neuen Möglichkeiten aufmerksam gemacht und geschult werden. Durch diese wissenschaftlich erstellte, einheitliche Richtlinie zum Besatz von Edelkrebsen ist es Vereinen, Kommunen, Gemeinden als auch privaten Initiativen möglich, effiziente und nachweisbare Besatzprojekte durchzuführen, diese zu vergleichen und gegebenenfalls zu verbessern und so zum Erhalt autochthoner Edelkrebspopulationen in Deutschland beizutragen.

Das Projekt befindet sich zurzeit im ersten Projektjahr. Bis Anfang 2018 werden Fragebögen an Edelkrebsexperten und Fischereivereine verteilt und ausgewertet. Zusätzlich wird es für Interessierte möglich sein, den Fragebogen online unter www.awi.de/flusskrebs auszufüllen. Sobald auf Basis dieser Informationen Gewässer für zurückliegende oder zukünftige Besatzmaßnahmen ausgewählt werden können, beginnt die einjährige Gewässerbeprobung. Somit ist ein erster Entwurf des Maßnahmenkatalogs Ende 2018 zu erwarten. Im Jahr 2019 wird dieser dann durch beispielhafte Besatzmassnahmen getestet.

Literaturverzeichnis

Angelfreunde Schiltach e. V. (2010): Besatz der Vereinsgewässer mit Edelkrebsen. URL: http://www.angelfreundeschiltach.de/aktivitaeten/projekte/Krebse/krebse.html (Stand: 27.03.2010).

Arge Nister (2012): Edelkrebsprojekt Grosse Nister. ARGE Nister. URL: http://www.argenister.de/edelkrebsprojekt-grosse-nister/ (Stand: 30.04.2012).

Blohm H. P., Gaumert D. & Kämmereit, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ). Hildesheim. 90 S.

Füreder, L. (2009): Flusskrebse: Biologie – Ökologie – Gefährdung, Folio Verlag, Wien. 144 S.

Jansen W., Jennerich H. J. & Teufel, S. (2009): Edelkrebsprojekt in Mecklenburg-Vorpommern erfolgreich abgeschlossen. Fischerei & Fischmarkt in MV, 5: 35–38.

Jussila J., Ojala K. & Mannonen A. (2008): Noble crayfish *(Astacus astacus)* reintroduction project in the river Pyhäjoki, Western Finland: a case study. Freshwater Crayfish, 16: 51–56.

Landessportfischerverband Niedersachsen e. V. (2013): Fast ausgestorbene Edelkrebse werden in der Region Hannover wieder angesiedelt. URL: http://www.av-nds.de/10-pressemitteilungen/123-edelkrebse.html (Stand: 18.07.2013).

Schrimpf A., Schulz H. K., Theissinger K., Pârvulescu L. & Schulz, R. (2011): The first large-scale genetic analysis of the vulnerable noble crayfish *Astacus astacus* reveals low haplotype diversity in central European populations. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401, 35: 14 S.

Sint, D. & Füreder, L. (2004): Reintroduction of *Astacus astacus* L. in east Tyrol, Austria. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture, 372–373: 301–314.

Anschrift der Autorinnen und Autoren

Elena Adams, Dr. Anne Schrimpf, Prof. Dr. Ralf Schulz,
Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau
Fortstraße 7, 76829 Landau in der Pfalz, Deutschland
adams@uni-landau.de

Uli B. Seemann, Oliver Hauck, Dr. Matthew J. Slater,
Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
Bussestraße 27, 27570 Bremerhaven, Deutschland
oliver.hauck@awi.de

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 79–80, Vaduz 2018

HELMUT JESKE

Potential einer gemeinsamen Aufzucht von Edelkrebsen und Coregonen

Einleitung

Sowohl die Maränen als auch die Edelkrebse gelten als hervorragende Delikatesse und sind durch die Abnahme der Bestände oder durch zu geringes Wachstum zunehmend schwerer auf dem Markt zu bekommen. Vor diesem Hintergrund wurde ein Forschungsprojekt gestartet, das sich mit der gemeinsamen Aufzucht dieser beiden Arten wissenschaftlich befasst.

Ausgehend von der Überlegung, dass Edelkrebse den Gewässerboden und Maränen das Freiwasser bevorzugen, wurde die Idee entwickelt, diese beiden Arten in Polykultur aufzuziehen.

In der Krebszucht Oeversee wurden die Versuche in den Teichen und in Kiel und Landau in Indoor-Kreislaufanlagen durchgeführt. An dieser Stelle werden die zurzeit vorhandenen Ergebnisse aus der Krebszucht Oeversee vorgestellt.

Methode

Die Teiche haben eine Länge von 110 m und eine Breite von 11 m, abzüglich des Randbewuchses rechnen wir 1000 m^2 Produktionsfläche. Nach Ablassen des Wassers werden 100 kg Branntkalk auf den noch feuchten, fruchtbaren Produktionsboden ausgebracht und nach Möglichkeit zwei bis drei Wochen, bis der Teichboden ausgetrocknet ist, liegen gelassen. Nach dem Bespannen der Teiche mit Wasser aus der Teichkreislaufanlage, nicht mit reinem Brunnenwasser, vergeht einige Zeit, abhängig von der Temperatur und Sonneneinstrahlung, bis sich im Teich Mikroalgen gebildet haben. Maränenbrut und auch Edelkrebsbrut kann erst gesetzt werden, wenn sich nachhaltig Rotatorien und anderes Zooplankton entwickelt haben. Ähnliches gilt für den sich aus der Entwicklung des Zooplanktons resultierenden pH-Wert; er sollte durch die Atmung des Zooplanktons zumindest solange stabil bleiben, bis die Larven beider Arten selbstständig Bereiche in den Teichen aufsuchen können, wo die Wasserwerte verträglicher sind. Brutfutter wurde wenige Tage nach Aussetzen der Maränenbrut bis zu viermal pro Tag auf die gesamte Wasserfläche ausgebracht. Parallel wurden in diesem Jahr Maränen in Langstrombecken vorgestreckt, um die Überlebensrate und Kunstfutteradaption zu erhöhen. Bei den zweisömmerigen Maränen und Krebsen sind die wasserchemischen Parameter für diese Arten problemlos herzustellen, allein dadurch, dass die Fische stärker Futter aufnehmen, atmen und Kohlendioxid ans Wasser abgeben und dadurch die Wasserwerte stabilisieren. Da aufgrund der intensiven Fütterung, grössere Mengen an pflanzenverfügbaren Nährsalzen werden frei, kommt es zu einem vermehrten Pflanzenwachstum. Hier besonders die Fadenalgen, Ähriges Tausendblatt und Armleuchteralgen, die die Krebse ausserhalb der Häutungen zum Wohle der Wasserchemie und des eigenen Wachstums reduzieren. Hinzu kommt, dass die Edelkrebse offensichtlich Futterreste und auch Kot aufnehmen.

Abb. 1 ***Abgelassener Krebsteich (ca. 1000 m^2) mit 100 kg fein gemahlenem Branntkalk abgestreut***

Besatz

- Besetzt wurde Teich 5 Anfang April 2016 mit 800 einsömmerigen Maränen und 5000 einsömmerigen Edelkrebsen
- Besetzt wurde Anfang April in Teich 4 mit 20.000 Maränenbrütlingen und Anfang Mai 2016 7.000 Edelkrebsbrütlingen.
- Besetzt wurde am 11.04. Teich 4 2017 mit 4251 Maränen (Durchschnittsgewicht 34, 1 g) und 5000 Edelkrebsen (Sömmerlingen) Durchschnittsgewicht 3,9 g.

Ergebnisse und Diskussion

Teich 5: 631 Maränen Durchschnittsgewicht 269 g
3900 Edelkrebse Durchschnittsgewicht 18 g
Teich 4: 4251 Maränen Durchschnittsgewicht 20,3 g
3469 Edelkrebse 7,2 g

Abb. 2 ***Befüllung des Krebsteiches mit Umlaufwasser***

Abb. 3 ***Edelkrebssömmerlinge 7,2 g Durchschnittsgewicht***

Im November 2017 wird der Teich 4 abgefischt, die vorläufigen Ergebnisse sind sehr vielversprechend: die Maränen und Edelkrebse sind sehr gut abgewachsen! Das Durchschnittsgewicht bei den Maränen lag Ende August bei 102 g und bei den Edelkrebsen bei 20,4 g. Das entspricht bei den Edelkrebsen einer spezifischen Wachstumsrate (SRG) von 1,3 %/Tag. Zumindest in speziell für Krebse errichteten Teichen ist die Polykultur Edelkrebs/Maräne sehr vielversprechend.

Anschrift des Autors

Krebszucht Oeversee
Helmut Jeske
Süderweg 1 a
D-24988 Oeversee

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 81–82, Vaduz 2018

MARINA NOWAK & HARALD GROß

Edelkrebs-Monitoring in Nordrhein-Westfalen über ehrenamtliche Krebspatenschaften

Durch die Einschleppung der Krebspest und der europaweiten Etablierung amerikanischer Flusskrebsarten sind unsere einheimischen Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen (NRW) stark vom Aussterben bedroht (Gross et al. 2008). Da die Krebspest einheimische Bestände innerhalb weniger Tage auslöschen kann, ist eine regionale Betreuung der noch übrig gebliebenen Bestände unumgänglich. Ferner muss der stetige Verlust weiterer Bestände durch gezielte Wiederansiedlungsmassnahmen ausgeglichen werden, um die Arten für NRW weiterhin zu erhalten.

Das Edelkrebsprojekt NRW geht nun, nach einer weiteren Verlängerung in die 5. Projektphase und schliesst somit an die erfolgreiche Arbeit der vergangenen Jahre an (Nowak & Gross 2016). In der neuen Projektphase soll neben den bisherigen Zielen Flusskrebserfassung, Öffentlichkeitsarbeit und Beratung, der Erhalt der heimischen Flusskrebsarten noch stärker in den Focus der Projektarbeit gerückt werden. Da der Edelkrebs im Gegensatz zu anderen europäischen Flusskrebsarten eine sehr geringe genetische Variabilität besitzt, empfiehlt es sich bei Erhaltungsmassnahmen dieser Art darauf zu achten, die noch vorhandene genetische Diversität zu erhalten. Dies bedeutet, dass die Stammpopulationen für Wiederansiedlungsmassnahmen unter Berücksichtigung der genetischen Besonderheiten ausgewählt werden. Auch wenn die ursprüngliche genetische Struktur durch menschlichen Einfluss bereits zum grössten Teil zerstört wurde, möchte das Edelkrebsprojekt NRW bei Wiederansiedlungsmassnahmen darauf achten, dass nur Tiere aus dem jeweiligen Einzugsgebiet (Rhein, Weser, Ems) für Besatzmassnahmen verwendet werden. Aus diesem Grund pachtet das Edelkrebsprojekt Teichkapazitäten um die entsprechenden Zuchtstämme für den Besatz in den jeweiligen Einzugsgebieten der Flüsse Rhein, Weser und Ems aufbauen zu können.

Für diese Wiederansiedlungsmassnahmen ist das Edelkrebsprojekt nun auf der Suche nach geeigneten Gewässern. Potenzielle Ansiedlungsgewässer müssen verschiedene Kriterien erfüllen und werden einer Eignungsprüfung unterzogen. Neben dem Vorkommen von amerikanischen Flusskrebsen und der Gefahr der Übertragung der Krebspest spielen unter anderem auch noch die Gewässerstruktur, die Bewirtschaftungsstrategien, Nutzung und Wasserwerte eine wichtige Rolle. Für diese Eignungsprüfung wurden neben einer Zusammenfassung der Besatzkriterien nun auch Bewertungsbögen entwickelt, welche sich an einem fünfstu-

Abb. 1 ***Edelkrebsbesatz in einem privaten Abgrabungsgewässer***

Abb. 2 ***Edelkrebsbesatz in einem abgeschotteten Fliessgewässer***

figen Bewertungssystem anlehnen. Den unterschiedlichen Parametern wird bei der Bewertung eine Note zugeordnet (von 1 = sehr gut geeignet bis 5 = nicht geeignet). Dabei sind den verschiedenen Parametern unterschiedliche Gewichtungen zugeordnet. Anschliessend wird aus der Bewertung der Mittelwert berechnet. Im Oktober vergangenen Jahres konnten so bereits insgesamt sechs Wiederansiedlungs-Massnahmen in ganz unterschiedlichen Gewässern durchgeführt werden. Es wurden circa 200–500 zweisömmerige Edelkrebse, entsprechend der Grösse des zu besetzenden Gewässers ausgesetzt. Die Besatzgewässer waren sehr unterschiedlich. Neben zwei Baggerseen (*Abb. 1*) und einem durch eine unüberwindliche Barriere abgeschotteten Fliessgewässer (*Abb. 2*), wurden auch zwei Teiche besetzt. Um die Bestände vor illegaler Entnahme oder der Übertragung der Krebspest zu schützen, erfolgen die Besatzmassnahmen meist unter Ausschluss der Öffentlichkeit. Ausnahmen sind ortsnahe Gewässer, an denen Schautafeln und Informationsmaterial auf die Problematik hinweisen sollen und so zur Aufklärungsarbeit beitragen *(Abb. 3)*. Die Erfolgskontrollen dieser Wiederansiedlungsmassnahmen sollen später von sogenannten Edelkrebspaten übernommen werden.

Mit Hilfe der Edelkrebspaten *(Abb. 4)* möchte das EKP, ergänzend zu den bisherigen Kartierungsmassnahmen, eine regionale Betreuung der noch übrig gebliebenen Bestände in Form von regelmässigen Bestandskontrollen sicherstellen und den Erfolg von Wiederansiedlungsmassnahmen kontrollieren. Die regelmässigen Bestandskontrollen durch die Paten sollen alle zwei bis drei Jahre erfolgen. Des Weiteren können Paten besonders bei Beständen in privaten Gewässern, Teichanlagen oder Angelvereinen alle beteiligten Personen über mögliche Übertragungswege der Krebspest informieren und so ebenfalls einen Beitrag zum Thema Öffentlichkeitsarbeit leisten. Da das Edelkrebsprojekt NRW umfassende und regelmässige Bestandskontrollen alleine personell nicht durchführen kann, werden Edelkrebspatenschaften, unter Berücksichtigung der vorausgesetzten Sachkunde und rechtlichen Vorschriften, an ausgewählte Personen vergeben, die das Edelkrebsprojekt NRW unterstützen möchten und einen Beitrag zum Schutz und Erhalt unserer heimischen Grosskrebse leisten möchten. Um dies zu gewährleisten, bietet das Edelkrebsprojekt NRW Patenschaftsschulungen an, in denen die erforderlichen Sachkenntnisse vermittelt werden. Das Edelkrebsprojekt bietet den Paten jeder Zeit fachliche Beratung und Unterstützung bei Bedarf. Des Weiteren erhält jeder Pate ein Patenschaftspaket *(Abb. 5)* und regelmässige Patenschaftstreffen sind in Planung, die vor allem dem Erfahrungs- und Informationsaustausch dienen sollen. Soweit es im Rahmen des Edelkrebsprojektes möglich ist, sollen für die Paten zukünftig Fortbildungen, Kurse und Exkursionen rund um das Thema Gewässer angeboten werden.

Abb. 3 ***Edelkrebsbesatz eines ortsnahen Gewässers mit Schautafeln.***

Abb. 4 ***Patenschaftslogo: Ich bin Edelkrebspate!***

Literatur

Gross, H, C. Burk & Hill, A. (2008): Die Flusskrebsfauna in NRW. – Natur in NRW, Heft 4, 52–56.

Nowak, M. & Gross, H. (2016): Schutz der Flusskrebse geht weiter. – Natur in NRW, Heft 3, 7–8.

Anschrift der Autoren

Marina Nowak & Dr. Harald Groß
Edelkrebsprojekt NRW
Neustraße 7
D-53902 Bad Münstereifel
info@edelkrebsprojektnrw.de

Abb. 5 ***Patenschaftspaket für ehrenamtliche Edelkrebspaten***

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 83–84, Vaduz 2018

ARTHUR PICHLER

Kartierung der Flusskrebse und Branchiobdelliden in Wien

Hintergrund

Innerhalb des Wiener Stadtgebietes sind Vorkommen von vier Flusskrebsarten belegt. Neben Beständen des heimischen Steinkrebses *(Austropotamobius torrentium)* und des Galizischen Sumpfkrebses *(Astacus leptodactylus)* sind zwei amerikanische Arten, der Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)* und der Kamberkrebs *(Orconectes limosus)*, nachgewiesen (Pöckl und Pekny 2002). Letztere gelten als potenzielle Überträger der Krebspest und somit als Gefahr für heimische Flusskrebsbestände.

In den 1980er und 1990er Jahren wurden die städtischen Steinkrebsbestände erstmals erhoben, ebenso wurden an geeigneten Stellen Wiederansiedlungsversuche unternommen (Bittermann 1998). Die fragmentierten Vorkommen des Steinkrebses wurden zuletzt im Jahr 2007 kartiert (Ofenböck und Riegler 2007).

Ziel dieser Arbeit ist es, aktuelle Vorkommen von Flusskrebsen innerhalb des Wiener Stadtgebietes nachzuweisen und zu untersuchen. Der Hauptfokus ist auf die Steinkrebsvorkommen im Wienerwald gerichtet. Es gilt weiters festzustellen wie weit der Signalkrebs in den Wienerwald vorgedrungen ist und ob sich weitere eingeschleppte Arten etablieren konnten. Ein weiterer Aspekt dieser Arbeit sind die Kommensalen der Flusskrebse, die Branchiobdelliden (Krebsegel). Auch sie stehen im Interesse des Umweltschutzes und ebenso sind eingeschleppte Arten (z.B.: *Xironogiton instabilis/victoriensis*; Nesemann, 1998) bekannt. Die städtischen Vorkommen werden bestimmt, um einen Einblick in die Vielfalt und Häufigkeit heimischer Branchiobdelliden zu erhalten. Die Habitatcharakteristik und Wasserqualität der beprobten Bachabschnitte wurde erhoben, um die Lebensräume der Flusskrebse zu beschreiben.

Methodik

Die Altersstruktur und Gesundheit der Krebspopulationen von 30 Wienerwaldbächen sowie ausgewählten Abschnitten der Liesing, des Wienflusses und der Donau wurden zwischen Juni und Juli 2017 durch nächtliche Beprobungen und durch das Auslegen von Reusen abgeschätzt. Die zwischen 21:00 und 00:00 innerhalb von 30 Minuten durch Handaufsammlung entdeckten Tiere wurden bestimmt, abgewogen, ihr Geschlecht ermittelt und ihre Carapaxlänge gemessen. Stichprobenartig wurden Branchiobdelliden entnommen und in der Folge unter dem Mikroskop bestimmt. Die Habitatcharakteristik und Wasserqualität der Bäche wurden aufgenommen. Messung von Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffkonzentration sollen helfen, eine möglichst akkurate Beschreibung des Lebensraumes zu gewährleisten. Zur Vorbeugung der Übertragung von Krebspesterregern wurden Stiefel und Ausrüstung mit Virkon® S desinfiziert (Jussila et al. 2014).

Abb. 1 ***Steinkrebs mit Branchiobdelliden an den Scherengliedern.***

Vorläufige Ergebnisse

Der Steinkrebs wurde in neunzehn Wienerwaldbächen nachgewiesen. Die dichtesten Populationen fanden sich im Nesselbach, Eckbach, Alsbach und Erlenbach, die allesamt in die Kanalisation münden und dadurch wohl gut vor der Einwanderung des Signalkrebses geschützt sind. Der Signalkrebs wurde in sieben Gewässern nachgewiesen. Besonders die Zubringer des Wienflusses und der Liesing, die indirekt mit der Donau verbunden sind, laufen Gefahr vom Signalkrebs besiedelt zu werden. Ein interessanter Fall ist ein Zubringer des Wienflusses, der Mauerbach, der eine Kontaktzone zwischen Signalkrebs und Steinkrebs darstellt. Im Oberlauf wurden Steinkrebse angetroffen, während der Unterlauf bereits Signalkrebse aufwies. In drei Zubringern des Mauerbaches sind Steinkrebse gefunden worden. Diese Population muss als gefährdet betrachtet werden. Der Gütenbach, ein Zubringer der Liesing, wurde ebenfalls von Signalkrebsen besiedelt. Gerade dieses Gewässer beherbergte in den 1990er Jahren noch eine gesunde Steinkrebspopulation, die im Rahmen dieser Studie nicht mehr nachgewiesen werden konnte.

Literatur

Bittermann, W. (1998): Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* in Wien. Stapfia, 58(137): 29–36.

Jussila J., Toljamo A., Makkonen J., Kukkonen H., & Kokko, H. (2014): Practical disinfection chemicals for fishing and crayfishing gear against crayfish plague transfer. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 413 (2). 8 S.

Nesemann, H. (1998): Flußkrebse und Krebsegel (Annelida: Branchiobdellida) - eine Symbiose. Stapfia, 58 (137): 197–204.

Ofenböck, T., & Riegler, C. (2007): Erhebung und Einschätzung des Erhaltungszustandes der in Anhang II, IV und V der FFH-Richtlinie, sowie in der Wiener Naturschutzverordnung genannten und in Wien vorkommenden geschützten Muscheln und Flusskrebs-Arten, Wien. 18 S

Pöckl, M., & Pekny, R. (2002): Interaction Between Native and Alien Species of Crayfish in Austria: Case Studies. Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture, 367(367): 763–776.

Anschrift des Autors

Arthur Pichler
Institut für Hydrobiologie
Universität für Bodenkultur
Gregor-Mendel-Strasse 33
A-1180 Wien
arthur.pichler@univie.ac.at

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 85–86, Vaduz 2018

CHRISTIAN GÜNTER

Unaufhaltsamer Einwanderer? Kartierung gefährdeter, heimischer Stein- und Dohlenkrebse und des invasiven Signalkrebses in Fliessgewässern im Schwarzwald

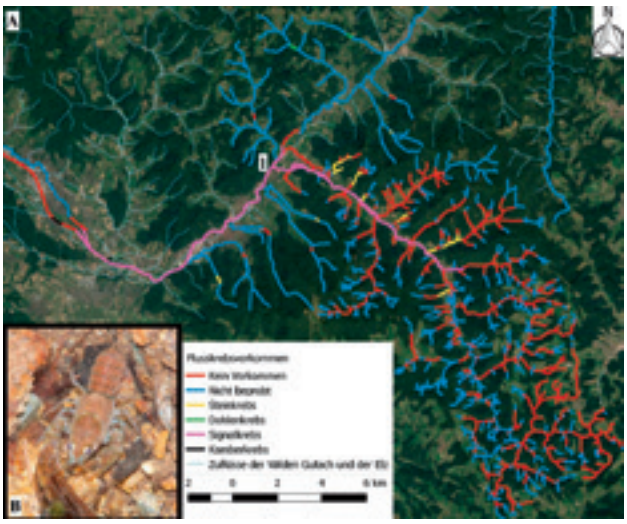
Im Zuge einer Masterarbeit wurde eine Flusskrebskartierung zweier zusammenhängender Gewässersysteme in Baden-Württemberg durchgeführt. Die beiden Gewässersysteme, die Wilde Gutach und ihr Vorfluter, die Elz, durchströmen die naturräumlichen Einheiten des südöstlichen und des mittleren Schwarzwaldes sowie der Oberrheinebene (Meynen & Schmithüsen 1955). Die Untersuchung sollte einen Einblick in die Verbreitung der heimischen sowie der gebietsfremden Flusskrebsarten im Untersuchungsgebiet geben und zusätzlich als Grundlage für Massnahmen zum Schutz der heimischen Flusskrebsfauna dienen. Es war bekannt, dass im Untersuchungsgebiet heimische Stein- *(Austropotamobius torrentium)* (Abb. 1B) und Dohlenkrebse *(Austropotamobius pallipes)*, aber auch der invasive Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus)* vorkommen (Fiaka 2016). Die in Baden-Württemberg heimischen Flusskrebsarten wirken auf mehreren trophischen Ebenen, habe einen grossen Einfluss auf die Artenvielfalt und werden daher als Schlüsselart in Gewässern bezeichnet (Hogger 1988, Chucholl & Dehus 2011, Reynolds et al. 2013). Die heimischen Flusskrebse im Untersuchungsgebiet werden vor allem durch den Signalkrebs und die von dieser Art übertragene Krebspest *(Aphanomyces astaci)* gefährdet.

Die Systeme der Wilden Gutach sowie der Elz wurden durch Handfang bei Tag sowie durch Reusenfang auf das Vorkommen von Flusskrebsen untersucht. Alle Zuflüsse der Wilden Gutach wurden auf gesamter Länge begangen und kartiert. Hiervon ausgenommen waren Naturschutzgebiete sowie die äussersten Quellbereiche der Gewässer. Die Elz wurde stichprobenartig auf das Vorkommen von Flusskrebsen hin untersucht. Nahe der Mündung der Wilden Gutach liegende Zuflüsse der Elz, in welchen in der Vergangenheit Stein- oder Dohlenkrebsfunde gemacht wurden, wurden ausschliesslich auf die An- oder Abwesenheit von Flusskrebsen untersucht (Überblickskartierung). Zusätzlich wurden Strukturen erfasst, welche als Wanderhindernisse für Flusskrebse (Krebssperren) dienen können. Die Ergebnisse wurden im Anschluss kartografisch dargestellt. Um zu überprüfen, ob die Signalkrebspopulation mit dem Krebspesterreger infiziert ist, wurde eine qPCR (quantitative real-time polymerase chain reaction) durchgeführt.

Es wurde gezeigt, dass sich der Signalkrebs von der Wilden Gutach aus bis weit in die Elz ausgebreitet hat (Abb. 1 A). Flussabwärts (19,77 km) wurde dabei vom wahrscheinlichen Ort der Einschleppung (Teichanlage im Seitenschluss) aus eine deutlich grössere Ausbreitung verzeichnet als flussaufwärts (3,85 km). Es wurde berechnet, dass sich der Signalkrebs – abhängig vom angenommenen Jahr der Etablierung in der Wilden Gutach (2000 bis 2006) – mit einer Geschwindigkeit von 241 bis 385 m/Jahr entgegen der Fliessrichtung sowie zwischen 1’235 und 1’977 m/Jahr in Fliessrichtung ausbreitete.

Diese Geschwindigkeit deckte sich mit den Ergebnissen anderer Arbeiten zur Ausbreitung des Signalkrebses in Europa (Holdich & Rogers 1995, Guan & Wiles 1997, Peay 1997, Peay &

Abb. 1 ***Karte der Flusskrebsvorkommen im Untersuchungsgebiet. Die Wilde Gutach durchströmt den mittleren Schwarzwald in nordwestlicher Richtung und mündet***



Rogers 1999, Bubb et al. 2005, Huber & Schubart 2005, Weinländer & Füreder 2009, Chucholl 2015, Pfeiffer 2015). Es wird ebenfalls angenommen, dass der Signalkrebs in Zukunft die kleinen, steilen Zuflüsse der Wilden Gutach besiedeln wird. Chucholl (2016) kam zum Schluss, dass der Signalkrebs die kalten und sehr steilen Fliessgewässeroberläufe, welche der Steinkrebs in Baden-Württemberg noch bewohnen kann, vermutlich nicht erfolgreich besiedeln kann. Dies könnte erklären, wieso der Signalkrebs 15 von 19 Zuflüssen der Wilden Gutach bisher noch nicht besiedelt hat. Allerdings ist der Signalkrebs in dieser Studie bereits in den Mündungsbereichen von zwei kleineren (1–1,4 m Breite) und einem grösseren (3,8 m Breite) Zufluss der Wilden Gutach nachgewiesen. In einem weiteren grösseren Zufluss (3,1 m Breite) wurde die gebietsfremde Flusskrebsart bereits auf einer Länge von 920 m verzeichnet. In einer Studie von Pfeiffer (2014) waren in einem Gewässersystem, welches vermutlich schon über mehrere Jahrzehnte von Signalkrebsen besiedelt wurde, nahezu alle Zuflüsse des Hauptgewässers von Signalkrebsen kolonisiert. Möglicherweise erfolgte die Besiedlung der Nebengewässer im System der Wilden Gutach verzögert.

Die qPCR ergab, dass die Signalkrebspopulation im Untersuchungsgebiet mit dem Krebspesterreger infiziert ist. Darüber hinaus zeigte sich, dass Signalkrebse an der oberen Verbreitungsgrenze weniger häufig mit der Krebspest infiziert waren (χ^2-Test, $p < 0{,}005$, $N = 60$) und eine bessere Körperkonstitution aufwiesen als Signalkrebse im Kern der Population (One-Way ANOVA und Folgetest nach Holm-Sidak, $p = 0{,}003$) sowie an der unteren Verbreitungsgrenze (One-Way ANOVA und Folgetest nach Holm-Sidak, $p = 0{,}011$).

Die Kartierung erbrachte das Ergebnis, dass auf der 173,4 km langen untersuchten Fliessstrecke auf 6,5 km Steinkrebse und auf 29,7 km Signalkrebse vorkamen. Bei einer Überblickskartierung ausgewählter Elz-Zuflüsse wurden in drei weiteren Gewässern Steinkrebse und in zwei Bächen Dohlenkrebse verzeichnet *(Abb. 1A).* 88,3 % der beprobten Fliessstrecke wurden als für Flusskrebse strukturell geeigneter Lebensraum eingestuft, allerdings waren nur 20,9 % (36,3 km) hiervon tatsächlich von Stein-, Dohlen- oder Signalkrebsen besiedelt. Die Stein- und Dohlenkrebse waren auf die Zuflüsse der Wilden Gutach und die Zuflüsse der Elz beschränkt (Abb. 1 A, B). In zwei Gewässersystemen der Wilden Gutach war der Steinkrebs mittlerweile ausgestorben. Die Populationen in den sechs Gewässersystemen, welche in der Wilden Gutach vom Steinkrebs besiedelt waren, haben in den letzten Jahren Bestandsrückgänge erlitten. In einigen Fällen wird hierfür die Krebspest als Ursache vermutet. Der aktuelle Erhaltungszustand des Steinkrebses im Untersuchungsgebiet wird als ungünstig bis schlecht eingeschätzt.

In allen untersuchten Gewässern besteht dringender Handlungsbedarf, um das Einwandern des Signalkrebses in die von heimischen Flusskrebsarten besiedelten Zuflüsse zu verhindern. Dazu sollten Krebssperren errichtet werden. In fünf von sechs vom Steinkrebs besiedelten Gewässersystemen der Wilden Gutach wurden Strukturen verzeichnet, welche als Krebssperre fungieren oder zu einer Krebssperre umgestaltet werden können. Diese Strukturen, welche meist aus Rohrabstürzen oder anderen anthropogenen Bauwerken bestehen, sind in den meisten Fällen kostengünstig modifizierbar. Werden zeitnah Massnahmen ergriffen, können die Stein- und Dohlenkrebspopulationen in den Zuflüssen der Wilden Gutach und der Elz bewahrt und deren Erhaltungszustand verbessert werden.

Literaturverzeichnis

Bubb, D.H., Thom, T.J. & Lucas, M.C. (2005): The within-catchment invasion of the non-indigenous signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in upland rivers, Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 376–377: 665–673.

Chucholl, C. (2015): Fischökologische Auswirkungen von Krebssperren (Langenargen, Germany: FFS, LAZBW).

Chucholl, C. (2016): The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes, Biological Invasions 18: 1967–1988.

Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen, Siegel Druck & Medien GmbH & Co KG, Friedrichshafen. 92 S.

Fiaka (2016): Fischartenkataster des Landes Baden-Württemberg, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Langenargen.

Guan, R.-Z. & Wiles, P.R. (1997): Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. Conservation Biology 11, S. 641–647.

Hogger, J.B. (1988): 5 – Ecology, Population Biology and Behavior, in: Holdich, D. M. & R. S. Lowery (1988), Freshwater crayfish – Biology, Management and Control, Croom Helm, London & Sydney, Timber Press, Portland, Oregon:114–144.

Holdich, D.M., & Rogers, W.D. (1995): Crayfish survey of the River Wharfe, University of Nottingham.

Huber, M. & Schubart, C. (2005): Distribution and reproductive biology of Austropotamobius torrentium in Bavaria and documentation of a contact zone with the alien crayfish *Pacifastacus leniusculus.* Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, S. 759–776.

Meynen, E., & Schmithüsen, J. (1955): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands: 1953–1962, Band 1, Bundesamt für Landeskunde und Raumforschung. 1340 S.

Peay, S. (1997): Night survey for crayfish in the River Wharfe, Yorkshire, Master's Thesis, University of Hull. 120 S.

Peay, S. & Rogers, D. (1999): The peristaltic spread of signal crayfish *(Pacifastacus leniusculus)* in the River Wharfe, Yorkshire, England, Freshwater Crayfish 12: 665–676.

Pfeiffer, M. (2014): Erfassung von Vorkommen des Steinkrebses *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) im Hohenlohekreis, GOBIO – Büro für biologische Gutachten. 91 S.

Pfeiffer, M. (2015): Detailkartierung und Massnahmenplanung für den Steinkrebs *(Austropotamobius torrentium,* SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Regierungspräsidium Stuttgart, Referat 56 – Naturschutz und Landespflege.

Reynolds, J., Souty-Grosset, C. & Richardson, A. (2013): Ecological Roles of Crayfish in Freshwater and Terrestrial Habitats, Freshwater Craxfish 19(2): 197–218.

Weinländer, M. & Füreder, L. (2009): The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria), Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 17: 394–395.

Anschrift des Autors

Christian Günter
Falkenbergstrasse 4
D–79110 Freiburg

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 87–88, Vaduz 2018

FRANZISKA WENDLER

All you can eat – vergleichende Untersuchung der Fressraten heimischer und nicht heimischer Flusskrebsarten

Invasive Arten stellen eine der Hauptursachen für den weltweiten Verlust der Biodiversität dar. Sie beeinträchtigen die Funktionsweise von bestehenden Ökosystemen und konkurrieren einheimische Arten aus oder verdrängen diese, was zu einer globalen Homogenisierung von Flora und Fauna führt. Drängen Neobiota in ihrem neuen Lebensraum in eine bereits besetzte ökologische Nische führt dies zu interspezifischer Konkurrenz und in der Folge nicht selten zur Verdrängung einheimischer Arten. Dieses Phänomen betrifft besonders Süsswasserökosysteme, in die viele fremde Arten eingeschleppt werden und die als anfälliger für die Auswirkungen von invasiven Arten gelten als terrestrische Ökosysteme. Es wird daher vorausgesagt, dass aquatische Invasoren die Hauptursache für Veränderungen der Biodiversität von Süsswasserökosystemen sein werden und sie innerhalb der nächsten 100 Jahre fortfahren werden beträchtlichen ökologischen Schaden und ökonomische Verluste zu verursachen.
Gebietsfremde Flusskrebse werden als eine der ökologisch bedeutendsten Invasoren angesehen, da sie wichtige Schlüsselarten in litoralen Nahrungsnetzen sind. Sie erreichen regelmässig hohe Biomassen, sind langlebig und agieren als polytrophe Omnivore. Dabei sind sie in der Lage trophische Kaskaden zu unterbrechen und aquatische Systeme zu strukturieren. Invasive Flusskrebsarten können einheimische Flusskrebse auskonkurrieren und grossen ökologischen Schaden anrichten. Durch Reduktion von Makrophyten und Algenmatten, direkte Prädation oder Konkurrenz können sie Tier- und Pflanzenarten aus Ökosystemen eliminieren. Die wenigen europäischen Studien über den ökologischen Impact von Flusskrebsen zeigen an, dass autochthone und invasive Arten zum Teil sehr verschiedene Auswirkungen auf ihren Lebensraum haben. So übt z.B. der rote Sumpfkrebs (*P. clarkii*) in Spanien einen wesentlich stärkeren Beweidungsdruck auf Makrophyten aus als der autochthone Dohlenkrebs (*A. pallipes*). Ebenfalls konnte anhand einer Studie aus England, die den ökologischen Impact des invasiven Signalkrebses (*P. leniusculus*) in einem Fliessgewässer untersuchte, gezeigt werden, dass dieser einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt der benthischen Makroinvertebraten-Gemeinschaft hat.
Ein systematischer und einheitlicher Vergleich des ökologischen Einflusses in Mitteleuropa relevanter invasiver Flusskrebsarten fehlt jedoch bisher. Daher werden Methoden benötigt, mit deren Hilfe sich ökologische Einflüsse von bestehenden, neu auftauchenden und potentiell invasiven Arten verfolgen und vorhersagen lassen. Eine vielversprechende Herangehensweise in diesem Zusammenhang stellt der Vergleich der klassischen «functional response» (Zusammenhang zwischen Ressourcendichte und konsumierter Beute) zwischen invasiven und trophisch analogen einheimischen Arten dar.
Ziel der Arbeit ist es daher erstmals den ökologischen Einfluss von vier invasiven (*Orconectes immunis, Orconectes limosus, Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus fallax* f. *virginalis*) und einer funktional äquivalenten einheimischen Art (*Astacus astacus*) systematisch und vergleichend zu untersuchen. Hierzu werden functional reponse Versuche und Fütterungsexperimente kombiniert. In den Fütterungsexperimenten werden Detritus (Erlenlaub) und Characeen ad libitum an-

Abb. 1 ***Der invasive Kalikokrebs***

geboten. In den functional response Versuchen werden zwei Beuteorganismen (Bachflohkrebse und Dreikantmuscheln) in graduell aufsteigenden Dichten angeboten. Vor dem Beginn der Experimente werden die Versuchstiere 48 h nicht gefüttert. Anschliessend dürfen sie 24 h fressen. Nach Beendigung der Versuche werden die Versuchstiere in die Hälterungsbecken zurückgesetzt und die übriggebliebene Nahrung/Beute wird abgewogen bzw. ausgezählt.

Bisher wurden Experimente mit den drei Flusskrebsarten Edelkrebs (heimisch) sowie Kalikokrebs und Signalkrebs (nicht heimisch) durchgeführt. Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass es abhängig von der jeweiligen Ressource signifikante Unterschiede zwischen den Arten gibt. Der Kalikokrebs frisst deutlich mehr Gammariden als Signal- und Edelkrebs *(Abb. 3)*. Betrachtet man hingegen die Fressraten mit Dreikantmuscheln als Beute, gibt es deutliche Unterschiede zwischen allen drei Arten, wobei der Signalkrebs am meisten Muscheln frisst *(Abb. 4)*.

Anschrift der Autorin

Franziska Wendler (B.Sc.)
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Institut für Biologie I (Zoologie)
Hauptstrasse 1
D-79104 Freiburg
franzi.wendler@gmx.de

Abb. 2 ***Der Signalkrebs***

Abb. 3 ***Vergleichende Fressraten mit Bachflohkrebsen (Gammarus fossarum) als Beute: Heimischer Edelkrebs (grün), invasiver Kalikokrebs (lila) und Signalkrebs (rot). Die getesteten Gammaridendichten waren 5, 20, 50, 90. 120, 230, 320 Individuen mit jeweils 5 Replikaten.***

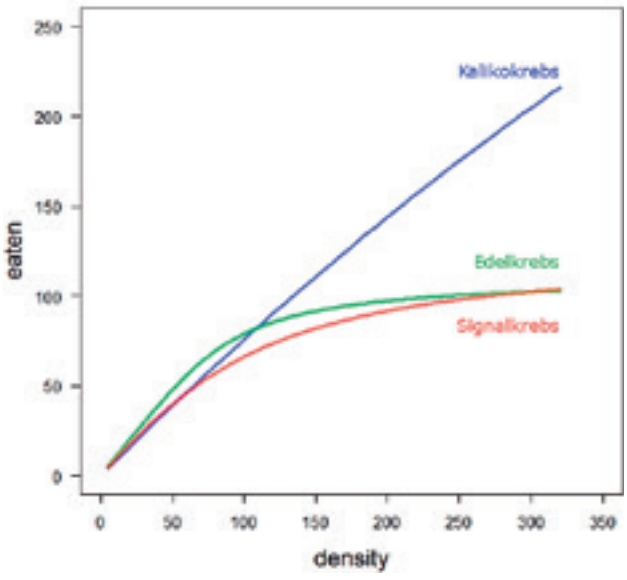
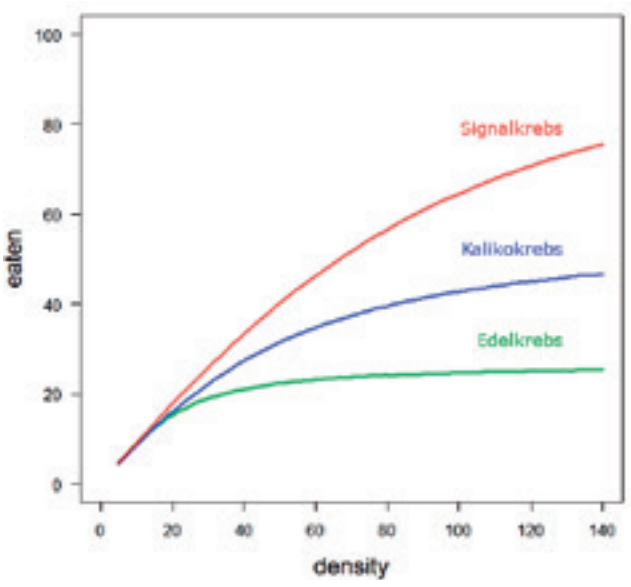


Abb. 4 ***Vergleichende Fressraten mit Dreikantmuscheln (Dreissena polymorpha) als Beute: Heimischer Edelkrebs (grün), invasiver Kalikokrebs (lila) und Signalkrebs (rot). Die getesteten Dreikantmuscheldichten waren 5, 10, 20, 40, 80, 140 Individuen mit jeweils 5 Replikaten.***



Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 89–90, Vaduz 2018

JÖRN PANTELEIT

Aktuelle Forschungsergebnisse zum Krebspesterreger *Aphanomyces astaci*

Der Krebspesterreger, *Aphanomyces astaci*, stellt weiterhin einen der wichtigsten Bedrohungsfaktoren für europäische Flusskrebse dar. Aber nicht nur in Europa sind Flusskrebse von *A. astaci* betroffen, der Erreger breitet sich weltweit weiter aus. Mrugała et al (2016a) bestätigten den Krebspesterreger nun auch zum ersten Mal in Japan. Dort wurde er vermutlich zusammen mit dem Roten Amerikanischen Sumpfkrebs, *Procambarus clarkii,* und dem Signalkrebs, *Pacifastacus leniusculus*, aus Amerika eingeschleppt. Die beiden amerikanischen Arten wurden in den späten 1920er Jahren für die Aquakultur in Japan eingeführt und konnten sich seitdem auch in der japanischen Natur ausbreiten. Dort bedrohen sie nun in Kombination mit dem Krebspesterreger die, in Japan endemische, Flusskrebsart *Cambaroides japonicus*. Auch in Südamerika wurde *A. astaci* mittlerweile in invasiven Flusskrebsarten gefunden (Peiró 2016). Diese beiden Beispiele belegen, dass *A. astaci* nicht mehr nur ein europäisches Problem ist, sondern viel mehr mittlerweile weltweit eine Bedrohung für Flusskrebse darstellt.

Der weltweite Handel mit Flusskrebsen als Ziertiere für die private Aquarienhaltung ist heutzutage einer der Hauptgründe für die Einführung neuer Arten und deren Verbreitung in weiteren Gewässern (Holdich et al. 2009, Mrugała et al. 2014, Panteleit et al. 2017, Vodovsky et al. 2017). Besonders der Marmorkrebs ist dort von besonderer Bedeutung, da diese Art zu den beliebtesten unter den gehandelten Arten zählt (Faulkes 2015) und gleichzeitig durch seine parthenogenetische Fortpflanzungsweise ein hohes Invasionspotential hat. Alleine in Deutschland werden über 120 nicht einheimische Flusskrebsarten zum Verkauf angeboten (Chucholl 2013). Alle aus Nordamerika stammenden Arten stellen ein potenzielles Risiko dar, die Krebspest in Europa weiter zu verbreiten.

In Europa wird am intensivsten am Erreger der Krebspest geforscht. So wurde in den letzten Jahren viel zu dessen Verbreitung in Deutschland und Österreich (Panteleit et al. in Vorbereitung), Rumänien (Panteleit et al. in Vorbereitung) und Kroatien (Maguire 2016) geforscht. In der Studie von Maguire et al. (2016) wurden auch Hinweise auf möglicherweise chronisch infizierte (resistente) Populationen des Dohlenkrebses, *Austropotamobius pallipes*, und des Steinkrebses, *Austropotamobius torrentium*, gefunden.

Ein weiterhin wichtiges Thema ist die genetische Variabilität von *A. astaci*. Es ist bekannt, dass verschiedene amerikanische Flusskrebsarten Träger von unterschiedlichen Genotypgruppen von *A. astaci*, sind (zusammengefasst in Svoboda et al. 2016). Diese Zuordnung spiegelte sich in unterschiedlich hohen Mortalitätsraten von Flusskrebsen wider, wenn diese mit dem Erreger einer anderen Flusskrebsart in Kontakt kamen (Makkonen et al. 2012, Viljamaa-Dirks et al. 2013 & 2015 Becking et al. 2015). Eine kürzlich veröffentlichte Studie (Jussila et al. 2017) konnte zeigen, dass ein Genotyp von einer chronisch infizierten Steinkrebspopulation in Slowenien bei einer Edelkrebspopulation aus Finnland schnell zum Tode führen kann, obwohl der Genotyp zu der vermeintlich ungefährlichsten genetischen Linie «As» gehörte. Dies deutet darauf hin, dass die Virulenz verschiedener Genotypen von *A. astaci* möglicherweise artabhängig ist. In der gleichen Studie wurde auch bestätigt, dass die vom Signalkrebs stammende genetische Linie «Psl» zu den für europäische Flusskrebse virulentesten und damit gefährlichsten Linien zählt. Als Konsequenz aus diesen Studien wächst zum einen zwar die Hoffnung, dass einzelne europäische Flusskrebspopulationen eine realistische Überlebenschance durch die Entwicklung von Resistenzen gegen den Krebspesterreger haben, chronisch infizierte Populationen von europäischen Flusskrebsen allerdings, genau wie amerikanische Krebse, ein hohes Potenzial haben, den Krebspesterreger weiter zu verbreiten. Dies könnte auch für Arten aus Asien gelten, wie beispielsweise *Cherax destructor*, der in Versuchen ebenfalls eine erhöhte Resistenz gegen *A. astaci* aufwies (Mrugała 2016b).

Vereinzelte positive Entwicklungen machen Hoffnung, wie ein Beispiel aus Frankreich zeigt (Collas 2016). Dort gelang die Rettung einer Dohlenkrebspopulation nach einem Ausbruch der Krebspest, indem Krebse aus einem Bachabschnitt, den der Krankheitserreger noch nicht erreicht hatte, in einen

Bach transferiert wurden, in dem vorher noch keine Flusskrebse vorkamen. Bei solchen Aktionen muss aber wie oben schon beschrieben unbedingt sichergestellt werden, dass die zu transferierenden Krebse erregerfrei sind, da sonst die Gefahr besteht, den Krebspesterreger weiter zu verbreiten.

Literatur

Becking, T., Mrugała, A., Delaunay, C., Svoboda, J., Raimond, M., Viljamaa-Dirks, S., Petrusek, A., Grandjean, F. & Braquart-Varnier, C. (2015): Effect of experimental exposure to differently virulent *Aphanomyces astaci* strains on the immune response of the noble crayfish *Astacus astacus*. Jorunal of Invertebrate Pathology 132, 115–124. DOI: 10.1016/j.jip.2015.08.007

Collas, M., Becking, T., Delpy, M., Pflieger, M., Bohn, P., Reynolds, J. & Grandjean, F. (2016): Monitoring of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) population during a crayfish plague outbreak followed by rescue. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 417, 1. DOI: 10.1051/kmae/2015037

Chucholl, C. (2013): Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. Biological Invasions 15, 1, 125–141.

Faulkes, Z. (2015): Marmorkrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) are the most popular crayfish in the North American pet trade. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 416, 20. DOI: 10.1051/kmae/2015016

Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C. & Sibley, P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 394–395, 11. DOI: 10.1051/kmae/2009025.

Jussila, J., Vrezec, A., Jaklič, T., Kukkonen, H., Makkonen, J. & Kokko, H. (2017): *Aphanomyces astaci* isolate from latently infected stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) population is virulent. Journal of Invertebrate Pathology 149, 15–20. DOI: 10.1016/j.jip.2017.07.003

Maguire, I., Jelić, M., Klobučar, G., Delpy, M., Delaunay, C. & Grandjean, F. (2016): Prevalence of the pathogen *Aphanomyces astaci* in freshwater crayfish populations in Croatia. Diseases of Aquatic Organisms 118, 1, 45–53. DOI: 10.3354/dao02955

Makkonen, J., Jussila, J., Kortet, R., Vainikka, A. & Kokko, H. (2012): Differing virulence of *Aphanomyces astaci* isolates and elevated resistance of noble crayfish *Astacus astacus* against crayfish plague. Diseases of Aquatic Organisms 102, 2, 129–136. DOI: 10.3354/dao02547

Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., Chucholl, C., Cabanillas R. S., Viljamaa-Dirks, S., Vukiý, J. & Petrusek, A. (2014): Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. Biological Invasions 17, 1313–1326. DOI: 10.1007/s10530-014-0795-x

Mrugała, A., Kawai, T., Kozubíková-Balcarová, E. & Petrusek, A. (2016a): *Aphanomyces astaci* presence in Japan: A threat to the endemic and endangered crayfish species *Cambaroides japonicus*? Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 27, 1, 103–114. DOI: 10.1002/aqc.2674

Mrugała, A., Veselý, L., Petrusek, A., Viljamaa-Dirks, S., Kouba, A. (2016b): May *Cherax destructor* contribute to *Aphanomyces astaci* spread in Central Europe? Aquatic invasions 11, 4, 459–468. DOI: 10.3391/ai.2016.11.4.10

Panteleit, J., Keller, N. S., Kokko, H., Jussila, J., Makkonen, J., Theissinger, K. & Schrimpf, A. (2017): Investigation of ornamental crayfish reveals new carrier species of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 12, 1, 77–83. DOI: 10.3391/ai.2017.12.1.08

Peiró, D. F., Almerão, M. P., Delaunay, C., Jussila, J., Makkonen, J., Bouchon, D., Araujo, P. B. & 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. DOI: DOI 10.1007/s10750-016-2841-4.

Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S., Torssonen, H., Pursiainen, M., Mattila, J. & Pelkonen, S. (2013): Distribution and epidemiology of genotypes of the crayfish plague agent *Aphanomyces astaci* from noble crayfish *Astacus astacus* in Finland. Diseases of Aquatic Organisms 103, 3, 199–208. DOI: 10.3354/dao02575

Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S., Virtala, A-M K., Torssonen, H. & Pelkonen, S. (2015): Variation in the hyphal growth rate and the virulence of two genotypes of the crayfish plague organism *Aphanomyces astaci*. Jorunal of Fish Diseases 39, 6, 753–764. DOI: 10.1111/jfd.12407

Vodovsky, N., Patoka, J. & Kouba, A. (2017): Ecosystem of Caspian Sea threatened by pet-traded non-indigenous crayfish. Biological Invasions 337. DOI: 10.1007/s10530-017-1433-1

Anschrift des Autors

Jörn Panteleit
Universität Koblenz-Landau, Fortstrasse 7
D-76829 Landau in der Pfalz
panteleit@uni-landau.de

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 91–92, Vaduz 2018

DR. CHRISTOPH CHUCHOLL

Top oder Flop? Umsetzung der neuen EU IAS Verordnung (Nr. 1143/2014) in Deutschland

Am 1. Januar 2015 ist die «Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten» (engl. invasive alien species – IAS) in Kraft getreten und gilt seitdem in den einzelnen Mitgliedstaaten unmittelbar. Zielsetzung der neuen EU Verordnung ist die Bereitstellung eines zentralen europäischen Rechtsakts zum Erhalt der Biodiversität, dem – komplementär zur FFH-Richtlinie – zukünftig eine grosse praktische Bedeutung zukommen wird.
Zentrales Instrument der IAS Verordnung ist eine rechtsverbindliche «Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung» (sog. «Unionsliste»), die für gelistete IAS ein Verbot von Einfuhr, Haltung, Zucht, Transport, Erwerb, Verwendung, Tausch und Freisetzung festlegt. Die Unionsliste entspricht im Kern einer «Schwarzen Liste» von prioritären IAS, wie sie bereits in anderen Ländern zur Prävention und zum Management von IAS implementiert sind. Für die Aufnahme einer gebietsfremden Art in die Unionsliste müssen mehrere spezifische Bedingungen erfüllt sein. Die Liste wird zukünftig regelmässig aktualisiert. Sie umfasst aktuell fünf nordamerikanische Flusskrebsarten (Signalkrebs, Kamberkrebs, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs, Marmorkrebs und Viril-Flusskrebs), was die signifikanten Risiken und negativen Folgen, die von dieser Gruppe invasiver Arten ausgehen, widerspiegelt. Darüber hinaus bestehen weitere Verpflichtungen zur Identifizierung der Einbringungs- und Ausbreitungspfade, zur Einrichtung von Überwachungssystemen und zur Tilgung neu auftretender IAS der Unionsliste.

Die zu treffenden Gegenmassnahmen folgen einem international anerkannten, hierarchischen dreistufigen Ansatz, abhängig vom Invasionsstadium einer Art der Unionsliste:
i. nicht im Freiland vorhanden,
ii. etabliert/frühes Invasionsstadium und
iii. weit verbreitet:

Prävention: Massnahmen zur Verhinderung der vorsätzlichen oder unabsichtlichen Freisetzung von Arten der Unionsliste, die noch nicht im Freiland vorhanden sind.

Früherkennung und Sofortmassnahmen zur Tilgung: Einrichtung von Überwachungssystemen zur Früherkennung und Sofortmassnahmen zur Tilgung neu auftretender IAS der Unionsliste.

Management: Gemeinsame Gegenmassnahmen um die weitere Ausbreitung von bereits weit verbreiteten Arten der Unionsliste zu verhindern und ihre negativen Folgen zu minimieren.

Grundsätzlich wurde damit ein sehr wichtiger und verbindlicher Rechtsrahmen geschaffen, innerhalb dessen die Einschleppung und fortschreitende Ausbreitung invasiver gebietsfremder Flusskrebsarten in Mitteleuropa wirksam und konsistent bekämpft werden könnte. Betrachtet man

Abb. 1 ***Vom «Wunderkrebs» zum bad boy – der Signalkrebs (Pacifastacus leniusculus) ist eine der fünf nordamerikanischen Flusskrebsarten auf der aktuellen Unionsliste der EU IAS Verordnung (Nr. 1143/2014).*** *(Foto: Christoph Chucholl)*

die Impulse und positiven Effekte die von der vergleichbaren FFH-Richtlinie ausgehen, besteht hier eine realistische Chance den Schutz der heimischen Flusskrebse vor invasiven Arten entscheidend voran zu bringen.

Die Flächenwirkung der Verordnung wird aber massgeblich von den konkreten nationalen Umsetzungen abhängen. Nur wenn die Vorgaben der Verordnung auch mit effektiven Massnahmen und ausreichend Ressourcen unterfüttert werden, ist von einer Verbesserung gegenüber dem gegenwärtigen, in der Wirksamkeit klar defizitären «Business as usual» auszugehen.

Verantwortlich für die Implementierung der IAS Verordnung sind in Deutschland die jeweiligen Bundesländer. Es gibt eine behördliche Bund-Länder-Arbeitsgruppe, in der bundeseinheitliche Vorgehensweisen beraten werden. Spätestens am 4. Februar 2018 müssen wirksame nationale Managementmassnahmen für die weit verbreiteten IAS der Unionsliste (in D Kamberkrebs und Signalkrebs, *Abb. 1*) vorhanden sein.

Die Managementmassnahmen können physikalische, chemische oder biologische Massnahmen umfassen und werden aufgrund von Risikobewertung und Kostenwirksamkeit priorisiert (Kosten-Nutzen-Analyse). Eine kommerzielle Nutzung kann dabei vorübergehend als Teil der Managementpläne genehmigt werden, sofern alle geeigneten Kontrollen vorhanden sind, um jegliche weitere Ausbreitung zu verhindern. Eine unabhängige wissenschaftliche Evaluierung der nationalen Managementpläne ist nicht vorgesehen. Im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung werden die Managementpläne aber voraussichtlich vom 18. September bis 18. Oktober 2017 öffentlich ausgelegt. Jeder kann sich bis zum 20. November 2017 dazu äussern, was eine zentrale Beteiligungsmöglichkeit für das *forum flusskrebse* und seine Mitglieder bietet.

Anschrift des Autors

Dr. Christoph Chucholl
EcoSurv
Kampenwandstr. 44
D-83530 Schnaitsee
E-Mail: cchucholl@aol.com

Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, 40
S. 93–96, Vaduz 2018

PROGRAMM UND IMPRESSIONEN

8. Internationales Flusskrebsforum Vaduz, Fürstentum Liechtenstein

Donnerstag, 21. September 2017
Eröffnung mit Grussworten von Olivier Nägele (Amt für Umwelt), Thomas Stucki *(forum flusskrebse)* sowie Josef Biedermann (Bot.-Zool. Gesellschaft)

Vortrag Wasserwelten Liechtensteins von Rainer Kühnis, Markus Risch und Andrea Buchmann Kühnis

Freitag, 22. September 2017
Thema Lebensraum und Umwelt, Management

Thema	Nation	Referentin / Referent
Naturschutzgenetik der Dohlenkrebse im Kanton Aargau	CH	Bettina Dubach
Renaturierungsmassnahmen im Kanton Aargau	CH	Christian Tesini
Flusskrebse im Kanton SG - Kenntnisse und Management	CH	Michael Kugler
Massnahmenkatalog für erfolgreiche, nachhaltige Besatznahmen autochthoner Edelkrebspopulationen	DE	Elena Adams
Fluktuation von Signalkrebsen in einer Reuse während einer Nacht- was fangen wir?	DE	Christoph Dümpelmann
Präparationstechniken von Flusskrebsen	LI	Peter Niederklopfer
Potential einer gemeinsamen Aufzucht von Edelkrebsen und Coregonen.	DE	Helmut Jeske, Kai Lehmann
Auswirkungen von Umweltchemikalien auf die Embryonalentwicklung von Flusskrebsen	DE	Jan Laurenz
All you can eat - vergleichende Untersuchung der Fressraten heimischer und nicht heimischer Flusskrebsarten	DE	Chris Chucholl

Exkursion
– Wolfgang Büchel (Unterhalt Edelkrebsgewässer), Markus Risch, Markus Marugg, Daniel Schierscher und Markus Näscher (Unterhalt Dohlenkrebsgewässer), Max Keller (Biber), Andrea Buchmann Kühnis und Rainer Kühnis (Aquakultur des Fischereivereins Liechtenstein)

Mitgliederversammlung im Bangshof Ruggell

Abb. 1 ***Begrüssung durch Olivier Nägele vom Amt für Umwelt.***

Abb. 2 ***Interessierte Zuhörerschaft mit Josef Biedermann als Vertreter der BZG und Oliver Müller vom Amt für Umwelt.***

Abb. 3 ***Praktischer Unterhalt eines Dohlenkrebsgrabens im Vaduzer Riet.***

Abb. 4 ***«Grenzübertritt» vom Liechtensteiner Oberland ins Unterland über die eigens für die Tagung erstellte Brücke.***

Abb. 5 ***Information durch Markus Risch und Rainer Kühnis am Scheidgraben mit seiner Dohlenkrebspopulation inkl. Demonstration Unterhalt.***

Abb. 6 ***Junge Edelkrebse durften natürlich nicht fehlen.***

Abb. 7 ***Besichtigung der Aquakultur des Fischereivereins in Ruggell.***

Abb. 8 ***In der Aquakultur konnten auch Dohlenkrebse und Edelkrebse besichtigt werden.***

Abb. 9 ***Max Keller erläutert die Biberproblematik in Bayern und in Liechtenstein.***

Samstag, 23. September 2017

Thema Monitoring, Kartierung und Öffentlichkeitsarbeit

Thema	Nation	Referentin / Referent
Unaufhaltsamer Einwanderer? Kartierung von Stein- und Dohlen- und Signalkrebsbeständen im Schwarzwald	DE	Christian Günter
Einheimische Unbekannte – Öffentlichkeitsarbeit ist der beste Schutz	CH	Rolf Schatz
Landesweites Edelkrebs-Monitoring über ehrenamtliche Krebspatenschaften	DE	Marina Nowak
Aufwertungsprojekt eines gemischten Krebsbachs in Wollerau SZ	AT	Christina Wendlinger
Beiträge einer Grundschule zum Schutz des Steinkrebses in seinem Wohngewässer – Balance zwischen Öffentlichkeitswirksamkeit und Erhaltung des Schutzeffekts	DE	Sabine Schmidt-Halewicz
Effekt der Entnahme von Signalkrebsen auf die verbleibende Population	DE	Schubert Lucas
Krebspest, Krebssperren und Exoten		
Neueste Erkenntnisse bei der Krebssperrenforschung	CH	Raphael Krieg & Armin Zenker
Bekämpfung fremder Krebsarten im Kanton Aargau	CH	Thomas Stucki
Neueste Erkenntnisse über die Krebspest	DE	Jörn Panteleit
Neue IAS-Verordnung und deren Umsetzung in Deutschland	DE	Chris Chucholl
Crayfish future in Sweden in light of the EU-regulation for invasive alien species	SE	Lennart Edsmann

Exkursion

- Christian Berger/Alban Lunardon (Steinkrebse), Rainer Kühnis (Galizische Sumpfkrebse), Thomas Stucki (Grossmuscheln, Sumpfschildkr.), Roger Dietsche (Sumpfschildkröten)
- Hirschbrunft auf der Alpe Sücka mit Max Keller
- Vortrag zur Jagd auf Bargella von Roger Steuble
- Liechtensteiner Mundartgedichte von Markus Meier

Abb. 10 ***Lennart Edsmann aus Schweden übergibt Rainer Kühnis ein kleines krebsiges Präsent.***

Abb. 11 ***Gemütliche Fahrt ins benachbarte Göfis (AT).***

Abb. 12 ***Christian Berger referiert über die Situation der Steinkrebse in Vorarlberg (AT).***

Abb. 13 ***In Oberriet (CH) standen unter anderem Galizische Sumpfkrebse auf dem Exkursionsprogramm.***

Abb. 14 ***Ein junger Galizischer Sumpfkrebs wehrt sich.***

Abb. 15 ***Versammlung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer vor der Kurzwanderung zum wohl kürzesten Tunnel der Welt, dem «Alten Tunnel».***

Abb. 16 ***Begrüssung durch Christoph Beck, Vorsteher der Gemeinde Triesenberg, auf der Alpe Sücka.***

Abb. 17 ***Markus Meier präsentierte einige Gedichte in Liechtensteiner Mundart.***

Sonntag, den 24. September 2017

- Rundfahrt durch Vaduz mit dem CityTrain
- Besuch des Liechtensteiner Landtags (Leander Schädler)
- Gemütlicher Ausklang in Vaduz

Abb. 18 ***Im Landtagsgebäude in Vaduz***

Abb. 19 ***Andrea Buchmann, die gute Seele der Tagung.***

Vom 21. bis 24. September 2017 weilten 82 Teilnehmerinnen und Teilnehmer aus insgesamt acht Nationen in Vaduz, um sich unter dem Motto «Flusskrebslebensräume erhalten – schaffen – fördern» rund um das Thema Flusskrebse weiterzubilden und sich gegenseitig auszutauschen. An den verschiedenen Exkursionsstandorten im Schaaner Riet, in Ruggell, in Göfis und in Oberriet konnten die vier in der Region lebenden Flusskrebsarten vor Ort besichtigt werden. Auch der Biber, das Wiederansiedelungsprogramm der Europäischen Sumpfschildkröte, die Grossmuscheln, die Besichtigung der Aquakultur des Fischereivereins Liechtenstein sowie die Hirschbrunft in den Liechtensteiner Alpen standen auf dem vielseitigen Exkursionsprogramm.

In 20 Referaten und anhand von mehreren Postern vermittelten Experten aus ganz Europa viel Wissenswertes rund um die Krebse. Von der Zucht, den Krankheiten, der Bekämpfung exotischer Arten, über die Öffentlichkeitsarbeit bis hin zur Präparation standen die unterschiedlichsten Vorträge auf dem Programm.

Abgerundet wurde das viertägige Forum, welches bei schönstem Herbstwetter stattfand, mit einem touristischen Programm in Vaduz und dem Besuch des Liechtensteiner Landtags.

Im vorliegenden Tagungsband werden 18 Fachreferate sowie ein fotografischer Rückblick des Anlasses wiedergegeben.

© BZG 2018

Veranstalter

forum flusskrebse

Botanisch-Zoologische Gesellschaft
Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg
eingetragener Verein

FISCHEREIVEREIN
LIECHTENSTEIN

Unterstützt durch

TRIESENBERG

VADUZ

AMT FÜR UMWELT
FÜRSTENTUM LIECHTENSTEIN

TOPPIC
consulting