

Internationale Flusskrebstagung

12. bis 15. September 2013 im Nationalpark Eifel



Tagungsband



Die Tagungsteilnehmer.



Die Referenten:

Von hinten links nach vorne: Christian Berger, Anika Poetschke, Bettina Krebs, Peter Jean-Richard, Steven Marsh Smith, Liza Helfen, Anne Schrimpf, Susanne Vaeßen, Rolf Schatz, Carmen Wellmann, Christoph Chucholl, Jürgen Petutschnig, Christoph Dümpelmann, Harald Groß, Max Keller, Ralf Schlüter, Kai Lehmann, Tommaso Pagliani (es fehlen: Walter Grasser, Peer Martin, Wolfgang Wendt)

Fotos: Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.

Impressum



Tagungsband der 6. Internationalen Tagung des *Forum Flusskrebse*
und der Fachtagung des LIFE+ Projekts „Wald - Wasser - Wildnis“
12. bis 15. September 2013 in Schleiden-Gemünd, Deutschland

Zitiervorschlag Gesamtwerk: Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
(Hrsg.): Internationale Flusskrebstagung. Beiträge zur Fachtagung des LIFE+ Projekts „Wald-Wasser-Wildnis“
& des Forum Flusskrebse e.V., Schleiden-Gemünd 2013.

Zitiervorschlag Einzelbeitrag: Name, Vorname Autor(en): Titel. Untertitel, in: Biologische Station
StädteRegion Aachen e.V. (Hrsg.): Internationale Flusskrebstagung. Beiträge zur Fachtagung des
LIFE+ Projekts „Wald-Wasser-Wildnis“ & des Forum Flusskrebse e.V., Schleiden-Gemünd 2013,
[Seitenzahl von – bis].

Herausgeber:

Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
Zweifaller Straße 162, 52224 Stollberg
Tel.: 0049 2402 12617-0, Fax: 0049 2402 12617-29
Mail: info@bs-aachen.de, Web: www.bs-aachen.de

Dieser Tagungsband beinhaltet die Beiträge, Exkursionsberichte und eine Fotodokumentation der
Internationalen Flusskrebstagung 2013 in Schleiden-Gemünd/Deutschland

Veranstalter:

Forum Flusskrebse e.V.,
Nationalparkforstamt Eifel im Landesbetrieb Wald und Holz NRW und Biologische Station StädteRegion
Aachen e.V. als Projektträger bzw. -partner des LIFE+ Projekts „Wald – Wasser – Wildnis“

Mit freundlicher Unterstützung durch den Kreis Euskirchen und das Edelkrebseprojekt NRW.

Redaktion:

Anika Poetschke

Umschlagfotos:

Stefan Kaminsky (Titelfoto), Ch. Lukhaup (Edelkrebseprojekt NRW),
Biologische Station StädteRegion Aachen

Grafik & Layout:

Grafikbüro Franke, Mechernich · www.franke-grafikbuero.de

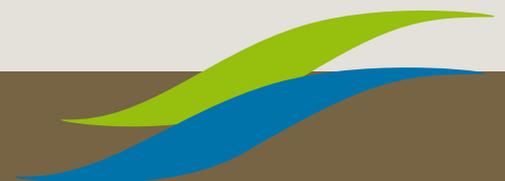
Druck:

Buch- und Offsetdruckerei Häuser KG, Köln. Gedruckt mit Öko-Farben auf Recycling-Papier.

Ausgabe:

Stolberg, Oktober 2014

© Nationalparkforstamt Eifel im Landesbetrieb Wald und Holz NRW,
Biologische Station StädteRegion Aachen e.V., Forum Flusskrebse e.V.





Kapitel	Seiten
Vorwort	1
Die Bedeutung von LIFE-Projekten in NRW.....	2 - 4
LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“	5 - 14
Das Möserner Moor im Kärntner Gitschtal	15 - 22
LIFE+ CRAINat Action Plan	23
LIFE+ Project The Irfon Special Area of Conservation ISAC	24 - 26
Nervensystem des Flusskrebse und tierschutzgerechte Tötung	27 - 32
Ansiedlung des Steinkrebse im Nationalpark Eifel	33 - 40
Entwicklung der Steinkrebsbestände in Kärnten	41 - 42
Projekt Wiederansiedlung Steinkrebse im Chräbsbach	43 - 44
Schutzstrategien für Stein- und Dohlenkrebse	45 - 50
Wiederansiedlungsversuche Steinkrebse in Voralberg	51 - 57
Aktuelle Verbreitung der dekapoden Krebsarten in Hessen	57 - 58
Steinkrebsschutz in Hessen	59 - 62
Flusskrebse in der Kunst	63 - 65
Neue Erkenntnisse zur Krebspest	66 - 69
Krebspest in der Schweiz	70 - 73
40 Jahre Edelkrebssucht - Rückblick und Ausblick	74 - 80
Effektive Aufzucht von Edelkrebssömmerlingen	81 - 82
Quo vadis, Marmorkrebs - Zur aktuellen Situation von Procambarus fallax	83 - 85
Bekämpfung des Marmorkrebse in Sachsen-Anhalt	86 - 88
Invasive Krebse	89 - 93
Auswirkungen von Signalkrebse auf die Lebensgemeinschaft von Fließgewässern	94 - 102
Maßnahmen gegen invasive Flusskrebse	103 - 108
Marmorkrebs-Projekt Krebsforschungszentrum Heidelberg	109 - 113
Posterbeitrag	114
Exkursionen	115 - 118
Fotodokumentation	119 - 123
Vortragsprogramm	124
Exkursionsprogramm	125
Teilnehmerliste	126 -127

Vorwort



Im September 2013 fand im Nationalpark Eifel die Internationale Flusskrebstagung mit über 100 Teilnehmern aus sieben europäischen Ländern statt. Erstmals wurde dabei das Symposium des *Forum Flusskrebse* mit einer LIFE+ Fachtagung zusammengeführt, der des LIFE+ Projekts „Wald – Wasser – Wildnis“.

In diesem Gemeinschaftsprojekt der Nationalparkverwaltung Eifel und der Biologischen Station StädteRegion Aachen soll in ausgewählten Gewässern der Steinkrebs angesiedelt werden. Bestimmte Voraussetzungen gaben hierzu Anlass: Die Mittelgebirgsbäche stellen aufgrund ihrer Beschaffenheit mögliche Lebensräume für den in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohten Steinkrebs dar. Der Schutzstatus des Projektgebiets – die Zugehörigkeit zum Europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000 und zum Nationalpark Eifel – bietet wildlebenden Tieren langfristig einen sicheren und störungsfreien Lebensraum.

Die gemeinsam ausgerichtete Tagung gab dem LIFE+ Projekt wichtige fachliche Anregungen für die Ansiedlung des Steinkrebse. Mit dem *Forum Flusskrebse* stand ein erfahrener und kompetenter Partner zur Seite. Über ihn konnte eine große Zahl an Referenten gewonnen werden, die aktuelle und wissenschaftliche Erkenntnisse zu verschiedenen Aspekten der Flusskrebse und insbesondere der Steinkrebse präsentierten. Darüber hinaus stellten LIFE+ Projekte aus Großbritannien, Italien und Österreich ihre Maßnahmen und Ergebnisse zum Schutz europäischer Flusskrebse und ihrer Habitate vor. Die Tagung trug somit zu einem Fachaustausch zwischen LIFE Projekten, anderen Artenschutzprojekten, Krebszüchtern und Wissenschaftlern bei.

Finanziert wurde die Tagung durch das europäische Förderinstrument LIFE+ und das Land Nordrhein-Westfalen. Der Kreis Euskirchen und das Edelkrebprojekt NRW unterstützten die Biologische Station StädteRegion Aachen bei der Vorbereitung der Tagung organisatorisch und fachlich.

Wir danken allen Beteiligten für ihren Beitrag zu einer gelungenen Fachtagung und zu der daraus entstandenen, hier vorliegenden Veröffentlichung.

Die 23 Tagungsbeiträge, die in diesem Band zusammengefasst sind, geben einen aktuellen, wissenschaftlich fundierten und weitreichenden Überblick über die Situation von Flusskrebsen von Großbritannien bis Norditalien.

Diese Veröffentlichung ebenso wie die Tagung selbst und die hier entstandenen Kontakte leisten einen wichtigen Beitrag dazu, das Ansiedlungsprojekt im Nationalpark Eifel erfolgsversprechend fortzuführen. Ein Gewinn auch über LIFE+ hinaus, denn die Nationalparkverwaltung Eifel ist entschlossen, die Ansiedlung des Steinkrebse auch nach Ende des Projekts fortzuführen.

Dr. Thomas Stucki
Präsident Forum Flusskrebse e.V.

Henning Walter,
Leiter Nationalpark Eifel

Doris Tomski
Vorsitzende Biologische
Station StädteRegion Aachen e.V.



Die Bedeutung von LIFE-Projekten in NRW

Ralf Schlüter

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW

LIFE ist seit nun 20 Jahren das wichtigste europäische Förderinstrument zur Optimierung der Natura 2000-Gebiete, d. h. von FFH- und Vogelschutzgebieten. In Nordrhein-Westfalen konnten in dieser Zeit bereits 29 LIFE-Natur-Projekte mit einem Gesamtbudget von rund 84 Mio. Euro umgesetzt werden bzw. befinden sich in der Umsetzung – so viele wie in keinem anderen Bundesland!

Projektträger sind u.a. Kreise und kreisfreie Städte, Naturschutzverbände, Wasserwirtschaftsverwaltung und der Landesbetrieb Wald und Holz. Von besonderer Bedeutung für die große Zahl und landesweite Verbreitung der LIFE-Projekte in NRW sind die Biologischen Stationen mit ihrem starkem Engagement und ihrer Kompetenz in der Antragstellung und Projektumsetzung. MKULNV, LANUV und die höheren Landschaftsbehörden unterstützen die Projektträger bei Projektauswahl, -antragstellung und -durchführung.

Die thematischen Schwerpunkte der Projekte lassen sich folgenden Gruppen zuordnen:

- Gewässer-/Auenrenaturierung (12 Projekte)
- (Wieder-)Vernässung von Feuchtlebensräumen (5 Projekte)
- Entwicklung artenreicher Wiesen (2 Projekte)
- Moorrenaturierung (4 Projekte)
- Optimierung gefährdeter Waldtypen (2 Projekte)
- Artenschutz (4 Projekte)

Hierdurch wurden und werden eine Vielzahl von Lebensraumtypen und Arten in Ihrer quantitativen und qualitativen Entwicklung gefördert, deren Erhaltungszustand bisher ungünstig ist (FFH-Bericht 2013).

Dazu zählen z. B.

- Fließgewässer mit Unterwasservegetation (3260)
- Glatthafer- und Wiesenknopf-Silgenwiesen (6510)
- Berg-Mähwiesen (6520)
- Regenerierbare Hochmoore (7120)
- Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen (9190)
- Knoblauchkröte
- Maifisch

Dazu wurden investive Entwicklungsmaßnahmen wie die Entnahme von Gewässerverbau, der Verschluss von Entwässerungsgräben, die Entfichtung von Bachtälern oder die Anzucht und Aussetzung des Maifisches durchgeführt. Außerdem wurden modellhaft Methoden wie z. B. die Mahdgutübertragung zur Optimierung von Grünlandbiotopen erprobt und weiterentwickelt.

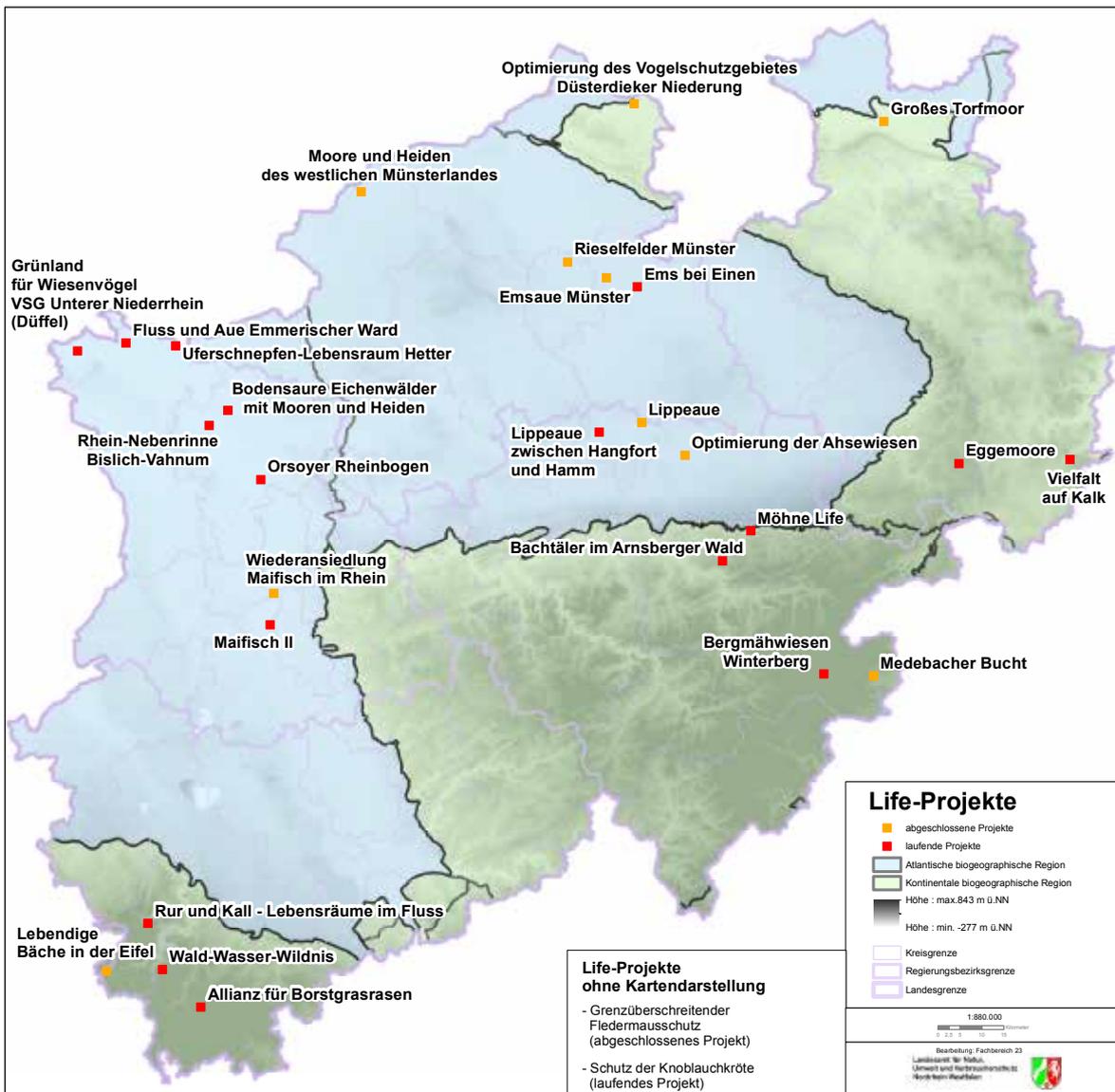
In allen Projekten wurden zur Verbesserung der Besucherlenkung und zur Förderung des Naturerlebnisses Erschließungsmaßnahmen durchgeführt, Informationsmedien wie Flyer und Ausstellungen entwickelt und Exkursionen veranstaltet. LIFE ist hierbei auch ein wichtiges Instrument zur Finanzierung des benötigten Personals im Projektmanagement.

Das Förderinstrument LIFE trägt durch sein Finanzvolumen auch zur regionalen bzw. ländlichen Entwicklung bei, da das Investitionsbudget im Allgemeinen regionalen Betrieben z.B. des Garten- und Landschaftsbaus, des Tiefbaus und der Land- und Forstwirtschaft zu Gute kommt.

Die neu geschaffenen Einrichtungen zur Förderung des Naturerlebnisses haben sich zudem als nicht zu unterschätzender Standortfaktor für den lokalen Tourismus erwiesen.



Kalkmagerrasen mit Mücken-Händelwurz



LIFE-Projekte in Nordrhein-Westfalen

Literatur

MKULNV (2013): FFH-Bericht 2013 des Landes Nordrhein-Westfalen – Grundlagen für die zukünftige Naturschutzarbeit in NRW

Anschrift des Verfassers:

Ralf Schlüter
 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
 Leibnizstr. 10
 45659 Recklinghausen
 Tel: +49 (0) 2361 - 3053503
 E-Mail: ralf.schluter@lanuv.nrw.de

LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“

- ein Naturschutzprojekt zur Optimierung von FFH-Lebensräumen
im Nationalpark Eifel

Bettina Krebs

Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.

Einführung

Der Nationalpark Eifel liegt im Naturraum Eifel in den Kreisen Düren und Euskirchen sowie in der StädteRegion Aachen im Bundesland Nordrhein-Westfalen. Innerhalb des Nationalparkgebiets befinden sich Flächen von sechs FFH-Gebieten. Die drei FFH-Gebiete Kermeter (DE-5404-301), Bachtäler im Truppenübungsplatz Vogelsang (DE-5404-302) und Dedenborn, Talau des Püngel-Wüstebaches und Erkensruhroberlauf (DE-5404-303) liegen nahezu vollständig im Nationalpark und stellen die Projektgebiete des LIFE+ Projekts „Optimierung von FFH-Lebensräumen im Nationalpark Eifel (LIFE09/NAT/D/000006) dar.

Projektdaten

Das Projekt, welches den Kurztitel „Wald - Wasser - Wildnis“ trägt, wird von dem Nationalparkforstamt Eifel im Landesbetrieb Wald und Holz NRW zusammen mit der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V. durchgeführt. Der Projektzeitraum ist von Januar 2011 bis Dezember 2015. Die Finanzierung erfolgt zu jeweils 50 Prozent durch die Europäische Kommission im Rahmen des Förderprogramms LIFE+ Natur und das Land Nordrhein-Westfalen. Mit LIFE+ wird das europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000 unterstützt, zu dem alle FFH- und Vogelschutzgebiete zählen. Das Gesamtbudget des Projekts beträgt 4,2 Millionen Euro. 78 Prozent des Budgets fließen in Naturschutzmaßnahmen. Die Nationalparkverwaltung setzt die Waldmaßnahmen um und kümmert sich um den Ankauf von privaten Splitterparzellen. Die Biologische Station ist für die Fließgewässermaßnahmen, das begleitende wissenschaftliche Monitoring, die Öffentlichkeitsarbeit und das Projektmanagement zuständig.

Die Projektgebiete

Die Projektgebiete sind vor allem durch naturnahe Laubwälder, artenreiche Wiesen und natürlich fließende Bäche gekennzeichnet. In vielen dieser von Wald und Wasser geprägten Lebensräume kommen Tier- und Pflanzenarten vor, die in Nordrhein-Westfalen in ihrem Bestand gefährdet sind.

Insbesondere die Fließgewässer mit Ihren Talauen bieten Tier- und Pflanzenarten wie Biber (*Castor fiber*), Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Groppe (*Cottus gobio*) und Blauschillernden Feuerfalter (*Lycaena helle*) einen Lebensraum. Das gesamte Gebiet ist Teil der vitalen Population der Wildkatze (*Felis silvestris*) und weist einen hohen Bestand auf.

Die Gebiete umfassen insgesamt 4.424 Hektar und liegen zwischen 250 und 600 Höhenmetern. Trotz vergleichsweise geringer Höhenunterschiede weisen sie einen ausgeprägten Klimagradienten mit Jahresniederschlägen von 1.200 Millimeter im Süden bis rund 800 Millimeter im Norden auf. Typische Böden sind basenarme Braunerden unterschiedlicher Feuchteausprägungen auf unterdevonischen Gesteinen (Rheinisches Schiefergebirge) und schmale Gleybänder entlang der Fließgewässer.

Bei den Fließgewässern handelt es sich um Mittelgebirgsbäche auf kalkfreiem Untergrund. Sie sind entsprechend nährstoffarm. Die Bäche entspringen zum größten Teil in den Projektgebieten. Die Gewässerbreite reicht von wenigen Zentimetern bis zu acht Meter. An Gewässertypen sind Kerbtalbäche, Sohlenkerbtalbäche, Muldentalgewässer und Sohlentalgewässer vertreten. Alle Maßnahmengewässer münden in die Erkenruhr und damit schlussendlich in den Rurstausee.

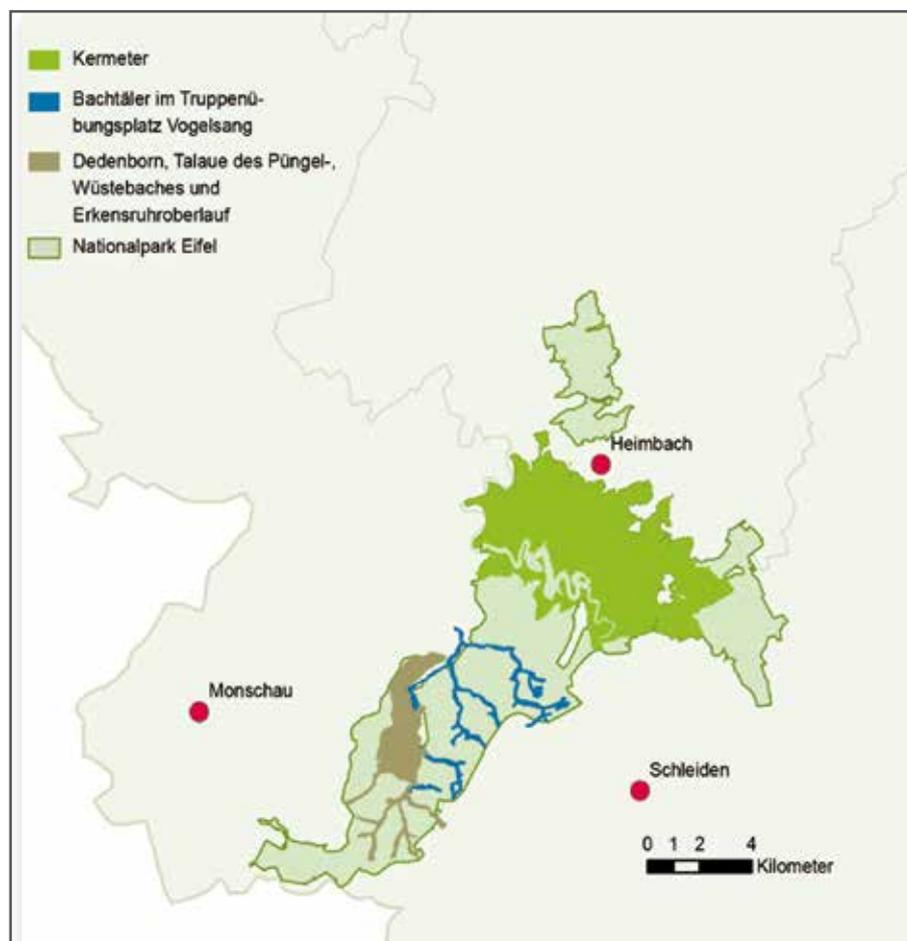


Abb. 1: Projektgebiete im Nationalpark Eifel. Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW

Die Flächen befinden sich zum allergrößten Teil in öffentlichem Eigentum: Die des ehemaligen Truppenübungsplatzes Vogelsang gehören der Bundesrepublik Deutschland, die weiteren Flächen überwiegend dem Land NRW.

Die Wasser- und Waldlebensräumen zeigen Spuren vielfältiger menschlicher Nutzungen. Nicht heimische Nadelbäume nehmen Teilflächen ein und zeugen von der ehemals großflächigen Entwaldung der Eifel. Wehre, Rohre und Wegeanlagen verhindern, dass Bachbewohner die Fließgewässer in ihrem gesamten Verlauf nutzen können. Die Bäche wurden weiterhin streckenweise verbaut und begradigt.

Im Kermeter werden ausschließlich Maßnahmen auf Waldstandorten umgesetzt. In den beiden anderen Gebieten finden Maßnahmen im Wald und an Gewässern statt.

Projektziele – Förderung von FFH-Lebensräumen und Arten

Ziel des LIFE+ Projekts ist es, FFH-Lebensräume in den ausgewählten Natura 2000-Gebieten zu optimieren und flächenmäßig auszudehnen (s. Tab. 1). Dazu zählen die zum Teil stark gefährdeten Waldlebensraumtypen Hainsimsen-Buchenwald, Waldmeister-Buchenwald, Schlucht- und Hangmischwälder, Erlen-Eschen- und Weichholz-Auenwälder und Moorwälder. In der Managementzone des Nationalparks werden in beschränktem Umfang auf ehemaligen Nadelbaumflächen neue Bergmähwiesen und Borstgrasrasen entwickelt. In den Fließgewässerlebensräumen soll die Durchgängigkeit des Gewässersystems wiederhergestellt und die Gewässerstruktur optimiert werden. In den Auenbereichen sollen naturnahe und natürliche Lebensraumtypen verbessert werden. Nach Ende des Projekts sollen die Gebiete möglichst große, zusammenhängende und störungsfreie Lebensräume aufweisen können.

Insgesamt werden rund 50 Kilometer Fließgewässer und etwa 550 Hektar natürliche Wald- und schutzwürdige Offenlandlebensräume optimiert bzw. geschaffen. Diese Flächen sind gleichzeitig Lebensräume für dort typische Tier- und Pflanzenarten der FFH- und Vogelschutzrichtlinie (s. Tab. 2). Mit dem Steinkrebs soll eine FFH-Art aktiv angesiedelt werden (s. gesonderter Beitrag A. Poetschke).

Tab. 1: FFH-Lebensräume nach Anhang I und II, die durch das Projekt primär gefördert werden:

FFH-Lebensraumtypen Anhang I prioritär (Code)	FFH-Lebensraumtypen Anhang I (Code)
Erlen-Eschen- und Weichholz-Auenwälder (91E0)	Hainsimsen-Buchenwald (9110)
Moorwälder (91D0)	Waldmeister-Buchenwald (9130)
Schlucht- und Hangmischwälder (9180)	Berg-Mähwiesen (6520)
Montane Borstgrasrasen auf Silikatböden (6230)	Feuchte Hochstaudenfluren (6430)
	Fließgewässer mit Unterwasservegetation (3260)

Tab. 2: FFH-Arten und Arten der Vogelschutzrichtlinie, die durch das Projekt primär gefördert werden:

FFH-Arten (Anhang)	Arten der Vogelschutzrichtlinie Anhang I
Groppe (<i>Cottus gobio</i>) II	Mittelspecht (<i>Dendrocopus medius</i>)
Wildkatze (<i>Felis silvestris</i>) IV	Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>)
Blauschillernder Feuerfalter (<i>Lycaena helle</i>) II	Grauspecht (<i>Picus canus</i>)
Biber (<i>Castor fiber</i>) II	Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)
Steinkrebs (<i>Austropotamobius torrentium</i>) II	Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)
Großes Mausohr (<i>Myotis myotis</i>) II, IV	Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)

Fließgewässermaßnahmen - Naturnahe Bäche von der Quelle bis zur Mündung

Im Nationalpark Eifel entfällt in weiten Bereichen eine wirtschaftliche Nutzung durch den Menschen. Optimale Voraussetzungen dafür, dass Bäche sich frei entfalten können. Während der Projektlaufzeit werden in den Projektgebieten „Bachtäler im Truppenübungsplatz Vogelsang“ und „Dedenborn, Talau im Püngel-, Wüstebaches und Erkensruhroberlauf“ rund 240 Einzelmaßnahmen durchgeführt.

Die eigendynamischen Prozesse der Fließgewässer werden bei der Renaturierung genutzt. Ufer- und Sohlverbaue werden beseitigt. In begradigte und durch Erosion eingetiefte Bachabschnitte werden entweder Totholz und Geschiebedepots eingebracht oder der ehemalige Gewässerlauf wieder initiiert. Hierdurch können wieder vielfältige Strukturen entstehen, die durch das Makrozoobenthos genutzt werden können.

Rohre werden entfernt oder - wo nötig - durch Übergänge wie Brücken oder Trittsteine ersetzt. Bei den Brücken kommen unterschiedliche Typen wie Vollholzbrücken, Wellenstahlbogenprofile und Haubenprofile aus Stahlbeton zum Einsatz. Unter den Brücken werden Uferstreifen und eine naturnahe Sohle angelegt. Die lineare ökologische Durchgängigkeit wird hergestellt und die Lebensgrundlage für das Makrozoobenthos und Fischarten wie Groppe (*Cottus gobio*) und Bachforelle (*Salmo trutta fario*) verbessert. Auch an Gewässern entlang wandernde Arten wie Fischotter (*Lutra lutra*) profitieren.

Auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz wurden bereits die bis zu 35 Meter langen und bis zu zehn Meter hohen Dämme, die über Verrohrungen als Panzerüberfahrten aufgeschüttet wurden, weitgehend zurückgebaut. In den Talauen ist jetzt wieder eine natürliche Abflussdynamik möglich. Das Erdmaterial in den Dämmen wurde dazu genutzt, nicht mehr benötigte Wege zurück zu bauen. Dadurch werden die Gebiete attraktiver für stör anfällige Arten wie Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Luchs (*Lynx lynx*) und Wildkatze (*Felis silvestris*). Staubereiche, die im Hauptschluss der Gewässer liegen, werden umgestaltet oder beseitigt. Teiche, die im Nebenschluss liegen, werden von den Fließgewässern abgekoppelt. Ein von Kammolchen besiedelter Bachstaubereich konnte aus artenschutzrechtlichen Gründen vorerst nicht wie geplant entfernt werden. Es wurden im Umfeld neue Gewässer für den Kammolch angelegt. Erst wenn die neu geschaffenen Gewässer die Lebensraumfunktion des Bachstaus übernommen haben, kann dieser voraussichtlich entfernt werden.



Abb. 2 und 3: Staubereich am Sauerbach vor und nach Entfernen des Querbauwerkes
Foto: Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.

Ein weiteres Augenmerk gilt dem Kieslückensystem im Bachbett. Sedimenteinträge werden reduziert, indem Furten beseitigt und Entwässerungsgräben geschlossen werden und die Wegeentwässerung so verbessert wird, dass weniger Feinsediment direkt in den Bach gelangen kann. Hierdurch wird eine Kolmation zugunsten des Makrozoobenthos und von Kieslaichern vermieden.

Waldmaßnahmen – in Zukunft Laubwald

Um Buchenwäldern, Schlucht- und Hangmischwäldern, Erlen-Eschen- und Weichholz-Auwäldern sowie Moorwäldern Entwicklungsraum zu schaffen, werden nicht im Gebiet heimische Nadelbäume wie Fichte (*Picea abies*), Sitka-Fichte (*Picea sitchensis*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) entfernt (70 Hektar Altbestand, 500 Hektar Naturverjüngung).

Besonderes Augenmerk liegt auf der Beseitigung der Douglasie, die vor allem im FFH-Gebiet Kermeter wegen der dortigen Klima- und der Bodenverhältnisse schon mittelfristig naturnahe Laubwälder verdrängen würde.



Abb. 4: Rotbuchen werden im Fichtenforst unter die Nadelbäume gepflanzt, um die Entwicklung zum Laubwald zu sichern. Foto: N. Kolster

In den kühlen und niederschlagsreichen Bereichen des Teilgebietes Dedenborn-Wahlerscheid, wo ältere Laubbäume als Keimzellen für zukünftige Laubwälder weitgehend fehlen, werden in aufgelichteten Fichtenvorkommen aus dem Gebiet stammende Rot-Buchen (*Fagus sylvatica*) unterpflanzt (s. Abb. 4). Zudem werden hier auf Flächen, die von Nadelbäumen vollständig geräumt wurden, sogenannte Initialgatter angelegt, die neu aufkommende Naturverjüngung anderer standorttypischer Baum- und Straucharten und einzelner gepflanzter Bergahorne (*Acer pseudoplatanus*) vor Verbiss durch Wild schützen. Weiterhin wird durch Ringeln von Nadelbäumen und Rot-Eichen (*Quercus rubra*) aktiv die Strukturvielfalt und die Bildung von Totholz gefördert. Damit verbessert sich die Lebensgrundlage für totholzbewohnende Arten.

Die Waldmaßnahmen werden über die Projektlaufzeit hinaus andauern. Sie werden in einem sogenannten After-LIFE-Plan festgehalten. Die von nichtheimischen Gehölzen befreiten Waldgebiete werden mittelfristig unter Prozessschutz gestellt, das heißt hier findet danach keine Holznutzung mehr statt.

Offenland – extensives Grünland ausdehnen

Im Bereich der Managementzone des Nationalparks werden auf etwa fünf Hektar ehemaliger Fichtenforste artenreiche Offenlandlebensräume wie Bergmähwiesen und Borstgrasrasen entwickelt. Von artenreichen Spenderflächen aus den Projektgebieten und angrenzenden FFH-Gebieten wird Mahdgut auf die Maßnahmenflächen ausgebracht. So gelangen Samen von Pflanzen der Zielarten örtlicher Populationen auf die Fläche. Durch ein- bis zweimalige späte Mahd werden die Wiesen entwickelt und erhalten.

Voruntersuchung und Monitoring

Wissenschaftliche Untersuchungen vor Beginn der Maßnahmen und während der gesamten Projektlaufzeit ermöglichen es, die Wirksamkeit der Maßnahmen festzustellen. Vor Projektbeginn fand eine Nachsuche nach der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) sowie nach Flusskrebse (s. Beitrag A. Poetschke) statt. In ausgewählten Fließgewässern werden weiterhin das Makrozoobenthos, Fische- und Rundmäuler sowie Salamanderlarven vor und nach den Maßnahmen erfasst. Zu entfernende Staubereiche sowie Referenzgewässer wurden weiterhin auf Vorkommen der planungsrelevanten Arten Kammolch und Geburtshelferkröte untersucht. An Land werden sowohl Fledermäuse als auch die Vegetation standardisiert untersucht.

Die Nachsuche nach der Flussperlmuschel (Dettmer 2012), die laut einer Literaturquelle in der Vergangenheit in der Erkensruhr nachgewiesen worden war, ergab keinen Fund, weder von lebenden Tieren noch von Schalen. Außerdem hat die Untersuchung ergeben, dass alle Nebenbäche der Erkensruhr wegen ihres weitgehend grobkiesigen, steinigen Sohlsubstrats und ihrer hohen Abflussdynamik für das Aufwachsen von Großmuscheln nicht geeignet sind. Lediglich die Erkensruhr selbst weist im unteren Teil einige Bereiche mit geeignetem Sohlsubstrat auf.

Die Fisch- und Rundmäulerfauna wurde mittels einer watend durchgeführten Elektrofischung halbquantitativ erfasst (Burk 2011). Vor Maßnahmenbeginn konnten mit einer Ausnahme an allen 20 Probestellen Bachforellen nachgewiesen werden. Defizite gab es an einigen Probestellen in Bezug auf Individuendichte und Reproduktion. Gropfen fehlten vor allem in den Oberläufen oberhalb von Barrieren (s. Abb. 5). Andere zu erwartende Fischarten (Referenzgewässer Obere Forellenregion) wie Elritze (*Phoxinus phoxinus*) oder auch Schmerle (*Barbatula barbatula*) sowie das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) konnten nicht nachgewiesen werden. Wiederholungsuntersuchungen sind geplant. Diese werden zeigen, ob sich die Groppe nach Umsetzung der Maßnahmen weiter ausbreiten kann und ob es bei der Bachforelle zu Verbesserung der Individuendichte und Reproduktion kommt.

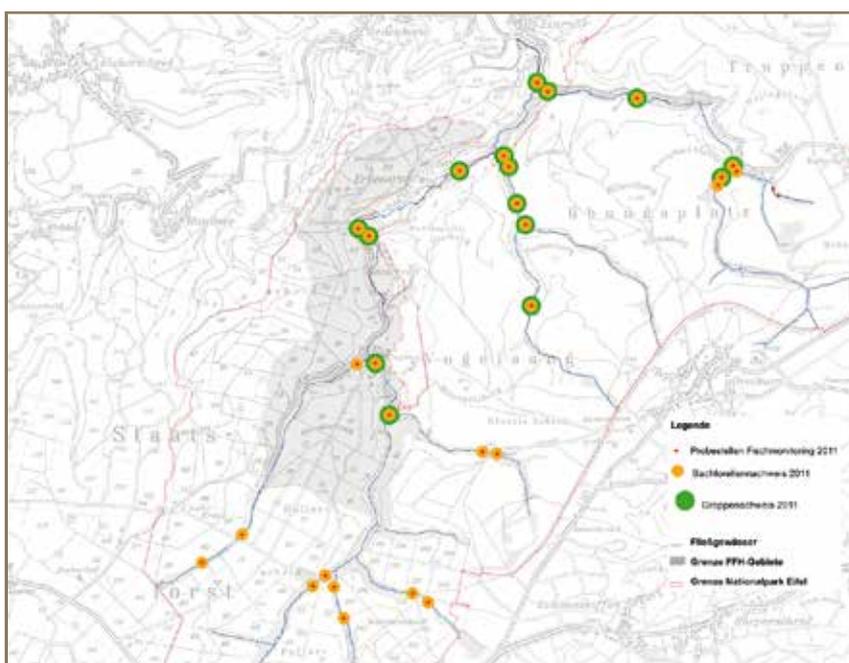


Abb. 5: Ergebnisse des Fischmonitorings im Herbst 2011: Nachweise von Groppe und der Bachforelle im LIFE+ Projekt „Wald – Wasser – Wildnis“. Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW
© Geobasis NRW

Zur Untersuchung des Makrozoobenthos wurde eine Multihabitatsammlung an 30 Probestellen durchgeführt (Eiseler 2011, 2012b). Ergänzt wurde diese durch Imaginafänge von Eintags-, Schlamm-, Stein- und Köcherfliegen (Eiseler 2012a). Eine erste Bewertung des Ausgangszustandes erfolgte nach dem PERLODES-Verfahren. Dieses für die Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland für Gewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 Quadratkilometer entwickelte Verfahren lässt sich mit Einschränkungen auch auf kleinere Bäche übertragen.

Insgesamt konnten 131 Taxa (Arten, Gattungen, Familien etc.) nachgewiesen werden. Die Bewertung der Probestellen in den Maßnahmenbereichen reicht von den ökologischen Zustandsklassen „sehr gut“ über „gut“ bis „mäßig“ (eine Probestelle) (s. Abb. 6). Die Bewertung der unbeeinträchtigten Referenzprobestellen ergab die Klassen „sehr gut“ und „gut“. Grundsätzlich ist dies ein sehr positives Ergebnis. Zu beachten ist, dass in den Gewässerabschnitten, in denen Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung durchgeführt werden sollen bzw. wurden, die gute Bewertung durch Zuwanderung von Tieren aus unbeeinträchtigten Abschnitten beeinflusst sein könnte. In der Projektlaufzeit sind weitere Untersuchungen nach der Umsetzung von Maßnahmen geplant. Durch einen Vergleich der Daten können gegebenenfalls weitere Schlüsse gezogen werden.

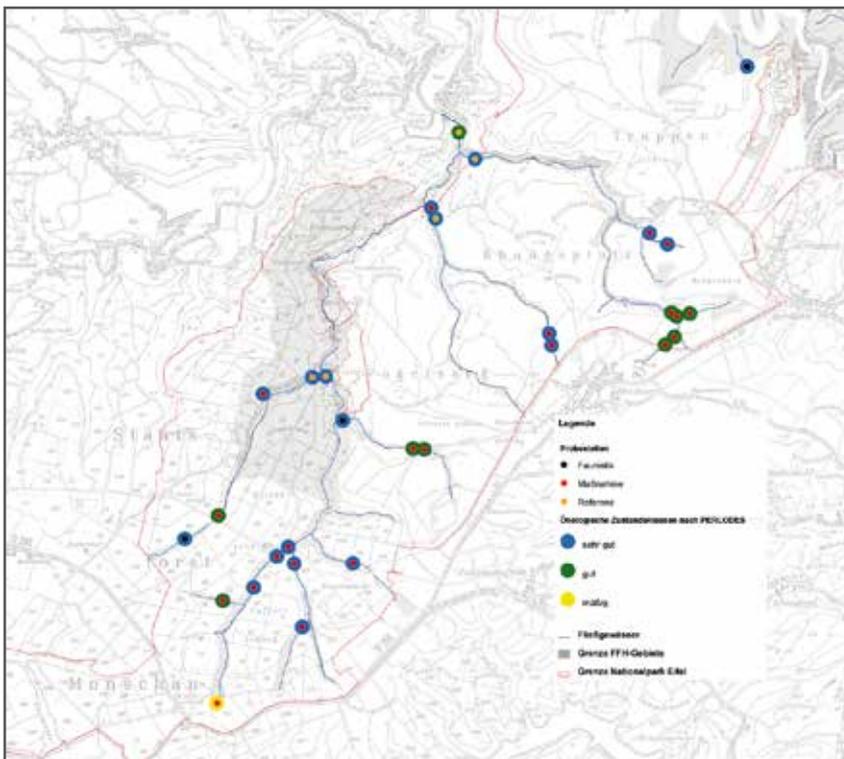


Abb. 6: Monitoring Makrozoobenthos 2011-2012 im LIFE+ Projekt „Wald – Wasser - Wildnis“. Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW

An sieben Bächen, an denen Renaturierungen stattfinden, sowie an drei Referenzgewässern wurde nach Feuersalamandern gesucht (Hachtel 2013). Mit dem Monitoring soll geprüft werden, ob sich die Beseitigung von Barrieren und die damit verbundene Aufstiegsmöglichkeit für den Prädator Bachforelle auf diese besonders geschützte Art auswirkt. Nach Einschätzung der Expertin sind durch die Maßnahmen keine negativen Auswirkungen auf Feuersalamander zu befürchten. Diese kommen in den Maßnahmengewässern entweder nicht oder unterhalb und oberhalb der zu entfernenden Barriere vor.

Die für den Rückbau vorgesehenen Staubereiche wurden durch Verhören, Ableuchten und das Auslegen von Reusen auf Amphibienvorkommen untersucht (Hachtel 2013). Weiterhin wurde das terrestrische Umfeld abgesucht. Ein Vorkommen der Geburtshelferkröte im Püngelbachtal konnte bestätigt werden. Auf der Dreiborner Hochfläche wurden in einem Maßnahmengewässer am Helingsbach sowie in mehreren benachbarten Referenz-Gewässern Kammolche nachgewiesen. Im Rahmen des Vegetationsmonitorings (Günther u. Schulze 2011) wurden auf Waldmaßnahmenflächen Dauerquadrate eingerichtet und Transekte aufgenommen, mit denen der Verbiss an Sträuchern und Bäumen in der Waldverjüngung dokumentiert wird. Weiterhin wurde die Flora und Vegetation auf den Spenderflächen für die Mulchsaatübertragung aufgenommen. Auch die Zielflächen der Mahdgutübertragung werden regelmäßig untersucht. Durch die wiederholte Untersuchung der Wald- und Offenlandflächen kann die Entwicklung der Vegetation dokumentiert werden und ggf. bei Fehlentwicklungen eingegriffen werden.

Mit dem Fledermausmonitoring (Körber 2012a, Körber 2012b) soll über Winterquartieruntersuchungen, Netzfänge und Detektorbegehungen auf Transekten mehr über die Verbreitung von Fledermausarten in den Projektgebieten in Erfahrung gebracht werden. Weiterhin werden über eine Dauerakustikerfassung (Körber 2012b) während der Aktivitätszeiten von März bis Oktober auf einer Entfichtungsfläche und auf einer Referenzfläche Auswirkungen von Waldmaßnahmen auf Fledermäuse dokumentiert.

Wiederholungsuntersuchungen nach Abschluss der Maßnahmen werden zeigen, ob sich bereits in der Projektlaufzeit messbare Erfolge eingestellt haben.

Öffentlichkeitsarbeit

Während der gesamten Projektlaufzeit von 2011 bis 2015 wird die Öffentlichkeit über die Ziele, Vorhaben und Ergebnisse informiert. Über Veranstaltungen, Ausstellungen, Berichte, Faltblätter, Website (www.wald-wasser-wildnis.de) und Aktionen können sich Interessierte fortlaufend ein Bild von dem Projektfortschritt machen. Außerdem entstehen drei Kurzfilme und ein Gesamtfilm zum Projekt, die auf dem youtube-Kanal „Eifelbiostationen“ zu sehen sind und in den Nationalparktoren gezeigt werden. In den fünf Toren finden Besucher zudem Informationen zum Projekt im digitalen Landschaftsmodell. Im Gelände werden an geeigneten Stellen fünf Informationstafeln aufgestellt.

Literatur:

Günther, H. u. Schulze, M (2011): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Maßnahme E.4 Wissenschaftliches Monitoring Vegetation 1. Zwischenbericht 2011. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Burk, C. (2011): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Maßnahme E.4 Wissenschaftliches Monitoring Fische und Rundmäuler 1. Zwischenbericht 2011. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Dettmer, R. (2012): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Großmuscheln Abschlussbericht. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Eiseler, B. (2011): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Maßnahme E.4 Wissenschaftliches Monitoring Makrozoobenthos 1. Zwischenbericht 2011. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Eiseler, B. (2012a): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Maßnahme E.4 Wissenschaftliches Monitoring Makrozoobenthos 1. Nachtrag zum 1. Zwischenbericht 2011. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Eiseler, B. (2012b): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Maßnahme E.4 Wissenschaftliches Monitoring Makrozoobenthos 2. Nachtrag zum 1. Zwischenbericht 2011. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Hachtel, M. (2012): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ – Monitoring Amphibien 1. Zwischenbericht. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Körper, H. (2012a): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Fledermäuse 1. Zwischenbericht. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Körper, H. (2012b): LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Fledermäuse 2. Zwischenbericht. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg

Anschrift der Verfasserin:

Bettina Krebs
Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
Zweifaller Straße 162
52224 Stolberg
Tel: +49 (0) 2402 - 12 617-0
E-Mail: bettina.krebs@bs-aachen.de

Das Möserner Moor im Kärntner Gitschtal (Österreich)

- ein Europaschutzgebiet für den Dohlenkrebs

Jürgen Petutschnig

eb&p Umweltbüro GmbH

1. Einleitung

Das Möserner Moor stellt innerhalb der Natura 2000-Gebiete Österreichs eine Besonderheit dar. Es wurde im Jahr 2001 hauptsächlich wegen des dort vorkommenden Dohlenkrebses (*Austropotamobius pallipes*) als Natura 2000-Gebiet nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie nominiert. Zu diesem Zeitpunkt war das Moor in einem schlechten Zustand. Gemeinsam mit den Grundbesitzern wurde mit Revitalisierungsmaßnahmen begonnen, welche bis zum heutigen Tag erfolgreich fortgesetzt werden.

Der Dohlenkrebs hat innerhalb Österreichs in Kärnten sein Hauptverbreitungsgebiet. Ob die Vorkommen in Kärnten natürlichen Ursprungs sind, ist noch nicht eindeutig geklärt. Die mittlerweile seit nahezu 20 Jahren durchgeführten Dohlenkrebs-Artenschutzmaßnahmen haben jedoch dazu beigetragen, dass sich die Bestandessituation für diese europäische Flusskrebsart in Kärnten weitestgehend stabilisiert hat. So konnte ein wichtiger Beitrag für die Bestandssicherung des Dohlenkrebses geleistet werden.

Im vorliegenden Beitrag wird ein kurzer Überblick über die in Kärnten bisher durchgeführten Dohlenkrebs-Schutzmaßnahmen gegeben. Im Detail wird auf das Europaschutzgebiet Möserner Moor und die dort durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen eingegangen.

Durch die Zusammenarbeit zwischen Grundbesitzern, amtlichen Naturschutz und Planer konnte in den letzten Jahren im Bereich des Möserner Moores ein Biotop- und Artenschutzprojekt mit Vorzeigewirkung umgesetzt werden.



Abb. 1: Der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) besitzt innerhalb Österreichs in Kärnten sein Hauptverbreitungsgebiet (Foto NWWK W. Köstenberger).

2. Life- und Artenschutzprojekte für den Dohlenkrebs in Kärnten

2.1 Grundlagenarbeiten zum Dohlenkrebs in Kärnten

1995 wurde im Rahmen einer Vorstudie mit einer systematischen Erfassung der aktuellen Flusskrebsvorkommen in Kärnten begonnen.

Für die systematische Erfassung der Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten sind im Wesentlichen die drei nachfolgend angeführten Arbeiten zu nennen (siehe auch Petutschnig, 200; Petutschnig 2011).

Grundlagenstudie zur Verbreitung der Flusskrebse in Kärnten

Bearbeitungszeitraum: Februar 1997 bis Mai 2000

Untersuchter Bereich: ganz Kärnten

Arbeitsschwerpunkte: Erfassung und Beschreibung aller aktuellen Flusskrebsvorkommen in Kärnten auf Grundlage von älteren Verbreitungsdaten und den Ergebnissen einer Befragungsaktion.

Ziel der Studie war es einen ersten Überblick über die aktuelle Verbreitung der in Kärnten vorkommenden Flusskrebsarten zu erhalten sowie Grundlagendaten über den besiedelten Lebensraum zu erfassen. Flächendeckende Kartierungen wurden nur bereichsweise durchgeführt.

Finanzierung: Österreichische Nationalbank Jubiläumsfonds

Grundlagenstudie für ein Dohlenkrebsartenschutzprojekt in Kärnten

Bearbeitungszeitraum: Mai 1999 bis Oktober 2000

Untersuchter Bereich: Gailtal, Gitschtal und Oberes Drautal

Arbeitsschwerpunkte: Im Untersuchungsgebiet wurden alle potentiellen Flusskrebsgewässer hinsichtlich eines aktuellen Flusskrebsvorkommens untersucht. Bei allen Beständen wurden die aktuellen Verbreitungsgrenzen, potentielle Gefährdungsursachen und Bestandesdichten erhoben. Die Krebsgewässer wurden hinsichtlich der vorhandenen Strukturen beschrieben.

Bei allen Gewässern wurden chemische und physikalische Wasseruntersuchungen durchgeführt.

Finanzierung: Amt der Kärntner Landesregierung, Unterabteilung Naturschutz & Fördermittel der EU.

Dohlenkrebsmonitoringprojekt 2010/2011

Bearbeitungszeitraum: Juli 2010 bis Juli 2012

Untersuchter Bereich: Gailtal, Gitschtal und Oberes Drautal

Arbeitsschwerpunkte: Im Rahmen des Monitoringprojektes 2010 wurden alle bekannten Dohlenkrebsvorkommen der Grundlagenstudie 1999/2000 (20 Gewässer + 1 zusätzlicher Bestand, welcher 2003 neu gefunden wurde) sowie die zwei im Rahmen des Life-Projektes „Auenverbund Obere Drau“ neu besetzten Landschaftsseen und die Teichanlage beim Herkuleshof (Unteres Mölltal) untersucht. Die Begehungen (Untersuchungen) fanden in der zweiten Septemberhälfte, zur Paarungszeit der Dohlenkrebse statt. Bei den Begehungen wurden die Anzahl der Tiere pro Laufmeter bzw. die Zielsetzung und Arbeitsschwerpunkte: Aufbauend auf den Ergebnissen der Grundlagenstudie Bestandsdichte im Gewässer geschätzt sowie die Ausdehnung im betreffenden Gewässer untersucht.

Um einen Datenvergleich gewährleisten zu können, wurde hinsichtlich der Methodik derselbe Ansatz wie bei der Grundlagenerhebung 1999/2000 verfolgt.

Finanzierung: Amt der Kärntner Landesregierung, Unterabteilung Naturschutz – Finanzierung aus den Mitteln der Rohstoffabgabe.

Weiters muss darauf hingewiesen werden, dass Yoichi Machino sich in den 1990iger Jahren sehr intensiv mit dem Vorkommen des Dohlenkrebses in Kärnten beschäftigt hat. Seine Ergebnisse wurden in einigen Arbeiten publiziert (siehe unter anderem Machino & Füreder, 1996; Machino, 1997).

2.2 Aktuelle Vorkommen des Dohlenkrebses in Kärnten

Aktuell sind in Kärnten insgesamt 26 Dohlenkrebspopulationen in Freigewässern zu finden (Stand Juli 2012). Der überwiegende Teil der Bestände ist auf kleine Gewässerabschnitte in Wald- und Wiesenbächen konzentriert. Durch eine teilweise intensive Umlandnutzung (intensive Beweidung, Intensivgrünlandnutzung, Ackernutzung, Einleitung von Haushaltsabwässern und die unmittelbare Nähe eines Golfplatzes) sind einige Vorkommen aktuell stark gefährdet. Der Dohlenkrebs wird auf Grund der aktuellen Gefährdungen und der geringen Anzahl von Vorkommen in Österreich als vom Aussterben bedroht eingestuft (Petutschnig, 2009).

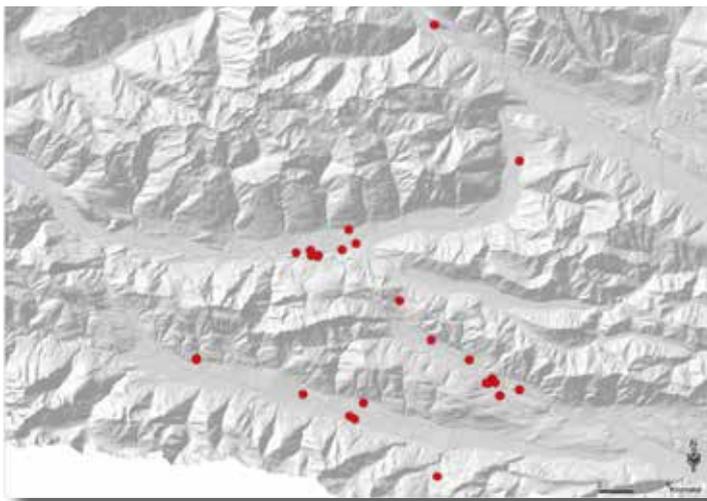


Abbildung 2: Die aktuelle Verbreitung des Dohlenkrebses (*Austropotamobius pallipes*) in Kärnten (Stand Juli 2012).

2.3 Konkrete Artenschutzmaßnahmen für den Dohlenkrebs in Kärnten

Bisher wurden in Kärnten 3 Maßnahmenprogramme zum Schutz der Dohlenkrebsvorkommen durchgeführt. Die bisher größte und auch erfolgreichste Maßnahme ist im Europaschutzgebiet Möserner Moor erfolgt. Nachfolgend werden die 3 außerhalb des Möserner Moores durchgeführten Artenschutzprojekte kurz beschrieben:

Artenschutzprojekt Dohlenkrebse (Petutschnig, 2002)

Bearbeitungszeitraum: Jänner 2000 bis Mai 2002

Bearbeitungsgebiet: Gailtal, Gitschtal und Oberes Drautal

Zielsetzung und Arbeitsschwerpunkte: Aufbauend auf den Ergebnissen der Grundlagenstudie wurde für einige Dohlenkrebsgewässer ein Schutzprogramm entwickelt. Die Grundlagenarbeiten (Besprechungen mit Grundbesitzern, Ausarbeitung von Verträgen, Ausarbeitung von Einreichprojekten, Erstellung einer Informationsbroschüre) wurden größtenteils im Jahr 2000 durchgeführt. Die Bauarbeiten bei den größten Artenschutzmaßnahmen im Bereich des Möserner Moores (Gitschtal) und im Bereich des Stauderbaches (Oberes Drautal) wurden im Spätwinter bzw. im Frühjahr 2001 durchgeführt. Mit der Fertigstellung der umfangreichen Informationsbroschüre wurde der 1. Teil des Umsetzungsprogramms Artenschutzprojekt Dohlenkrebse im Frühjahr 2002 abgeschlossen.

Finanzierung: Bundesministerium für Land- & Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 20, Unterabteilung Naturschutz und Abt. 15, Unterabteilung Gewässerökologie.

Life-Projekt „Auenverbund Obere Drau“

Bearbeitungszeitraum: Jänner 1999 bis Dezember 2003

Bearbeitungsgebiet: Natura 2000-Gebiete Oberes Drautal, zwischen Oberdrauburg und Spittal an der Drau.

Zielsetzung und Arbeitsschwerpunkte: Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich der Bruggener Laue, Errichtung von zwei Landschaftsseen inkl. Besatzmaßnahmen mit Dohlenkrebsen (Schaffung von Dohlenkrebs-Genpoolbeständen) und Öffentlichkeitsarbeit.

Landschaftssee Reißacher:

Im Rahmen des Life-Projektes wurde zwischen der Ortschaft Lind und Sachsenburg (nahe des Anwesens Reißacher), rechtsufrig der Drau, ein rund 10.000 m² großes Stillgewässer geschaffen. Im Herbst 2001 wurde das Stillgewässer mit 600 einsömmrigen Dohlenkrebsen aus der Krebszucht Lunz am See besetzt. Die Muttertiere (20 eitragende Weibchen) wurden zuvor aus dem Bestand der westlichen Amlacher Laue entnommen.

Landschaftssee Amlach:

Im Bereich des Amlacher Feldes wurde im Frühjahr und Sommer 2003 ein rund 7.000 m² großer Landschaftssee errichtet. Anfang November 2003 wurde ein Besatz mit 96 Dohlenkrebsen (1 bis 5-jährig) durchgeführt. Die Besatzkrebse wurden ebenfalls aus dem Bestand der westlichen Amlacher Laue entnommen.

Finanzierung: Europäische Union, Bundesministerium für Land- & Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung.

Teichrevitalisierung Herkuleshof – Danielsberg

Bearbeitungszeitraum: Frühjahr bis Spätherbst 2004

Bearbeitungsgebiet: Teichanlage Herkuleshof – Unteres Mölltal

Zielsetzung und Arbeitsschwerpunkte: Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich der Brugger Laue, Errichtung von zwei Landschaftsseen inkl. Besatzmaßnahmen mit Dohlenkrebsen (Schaffung von Dohlenkrebs Genpoolbeständen) und Öffentlichkeitsarbeit.

Finanzierung: Amt der Kärntner Landesregierung

3. Das Europaschutzgebiet Möserner Moor und seine Schutzgüter

3.1 Allgemeines zum Europaschutzgebiet Möserner Moor

Kärnten hat derzeit 33 Gebiete als Natura 2000-Gebiete an die EU gemeldet. 18 davon wurden bereits durch eine Verordnung der Kärntner Landesregierung als Europaschutzgebiete ausgewiesen. Eines der 18 Europaschutzgebiete ist das Möserner Moor. Dieses stellt innerhalb der Natura 2000-Gebiete eine Besonderheit dar, da es mit der Überlegung des Schutzes für den Dohlenkrebs eingerichtet wurde.

Europaschutzgebiet Möserner Moor

Gebietscode: AT2123000

Fläche des Schutzgebietes: rund 12 ha

Lage: Österreich, Kärnten, Bezirk Hermagor, Gemeinde Gitschtal, ca. 1000 m Seehöhe

Charakteristik: Flachmoor, nominiert nach der FFH-Richtlinie; gebietsprägendes Schutzobjekt ist der Dohlenkrebs.

Das Möserner Moor liegt am Ende des Gitschtales (ein kleines, nördliches Seitental des Gailtales) im Nahbereich der Verbindungsstraße B87 zwischen Weißbriach und Weißensee. Das kleine Moor ist sowohl vom Drautal als auch vom Gailtal leicht zu erreichen. Auf einer Seehöhe von ca. 1000 m beherbergt das Flachmoor einen der größten Dohlenkrebsbestände Kärntens. Dieser Umstand war ausschlaggebend, dass das Moor im Jahr 2001 als Natura 2000-Gebiet nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie nominiert wurde.

Das Moor ist in ein weitläufiges Waldgebiet eingebettet und stellt lokal eine der wenigen Freiflächen in der Landschaft dar.



Abb. 3: Das Möserner Moor im Gitschtal (Westkärnten) – ein Europaschutzgebiet für den Dohlenkrebs (Foto S. Tichy).

3.2 Schutzgüter im Möserner Moor

Lebensräume (FFH-Richtlinie Anhang I):

3140: Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen

6410: Pfeifengraswiesen auf kalkreichen Böden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*)

6430: Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe

7230: Kalkreiche Niedermoore

91E0: Auen-Wälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

Tier- und Pflanzenarten (FFH-Richtlinie Anhang II):

1092: **Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*)**

1193: Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

Als mögliche Durchzügler:

1354: Braunbär (*Ursus arctos*)

1361: Luchs (*Lynx lynx*)

Außerhalb des Gebietes:

Unmittelbar an das Gebiet angrenzend wurde der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) nachgewiesen.

4. Management- und Artenschutzmaßnahmen

4.1 Ausgangslage

Im Jahr 2000 wurde im Bereich des Möserner Moores eines der größten Dohlenkrebsvorkommen von Kärnten nachgewiesen und in weiterer Folge näher untersucht.

Zu diesem Zeitpunkt war das Niedermoor in einem schlechten Erhaltungszustand.

Moore galten lange Zeit als wertlos, da sie landwirtschaftlich nur schwer nutzbar waren. Zahlreiche von ihnen fielen daher Bodenverbesserungsmaßnahmen zum Opfer.

Um das Jahr 1970 wurde auch das Möserner Moor mit einem Moorpflug bearbeitet und dadurch der Naturraum stark geschädigt. Die Moorpfluggräben sollten die Fläche entwässern. Das Gebiet wurde großflächig mit Fichten aufgeforstet.

4.2 Managementplan

Entsprechend der FFH Richtlinie wurde auch für das Natura 2000-Gebiet Möserner Moor ein Gebietsmanagementplan erstellt. Darin wurde der Erhaltungszustand der einzelnen Schutzgüter beschrieben. Gemeinsam mit dem amtlichen Naturschutz, Grundbesitzern und dem Fischereiberechtigten wurden Maßnahmen zur Erhaltung der Schutzgüter entwickelt. Der Maßnahmenplan wurde im August 2007 fertig gestellt.

Wichtigste Ziele:

- Sicherung einer stabilen Dohlenkrebspopulation
- Verbesserung des Erhaltungszustandes durch Vergrößerung des Verbreitungsareals
- Erhaltung der vorhandenen Pfeifengraswiesen

Wichtigste Maßnahmen:

- Verbesserung der Gewässerstrukturen als Dohlenkrebslebensraum (wurde bereits größtenteils vor der Erstellung des Managementplans umgesetzt) durch Wiedervernässung des Moores (Schließen der Moorpfluggräben)
- Fräsen der Streuwiesen in Teilbereichen des Schutzgebietes
- Wiederaufnahme der Streuwiesennutzung
- Pflegemahd zur Schilfbekämpfung
- Gezielte Öffentlichkeitsarbeit (zur Akzeptanzsteigerung für die bisher durchgeführten Maßnahmen und als wichtige Vorarbeit für eine Gebietserweiterung).

5. Auswirkungen der Schutzmaßnahmen und Ausblick

Die endgültige Zerstörung des Möserner Moores konnte durch die Ausweisung als Natura 2000 Gebiet und letztendlich durch die Unterschutzstellung als Europaschutzgebiet und den gezielten Revitalisierungsmaßnahmen verhindert werden.

Die Schutzmaßnahmen der letzten 12 Jahre hatten nachfolgende Auswirkungen:

- Das Verschließen der alten Moorpfluggräben hat zu einer deutlichen Wiedervernässung des Moores geführt. Der Umbau von zwei Rohrdurchlässen und die Wiedervernässung des Niedermoores hatten zu einer Ausweitung des Dohlenkrebslebensraumes geführt.
- Durch die umfangreichen Schwendmaßnahmen wurde dem weiteren Zuwachsen des Moores entgegengewirkt. Der Fortbestand des Moores als gehölzlose Freifläche wurde dadurch gesichert.
- Durch die Fräßmaßnahmen in den Jahren 2007 und 2011 wurde die Voraussetzung für die Wiederbewirtschaftung von Teilflächen des Moores geschaffen. Dadurch wird die weitere Ausbreitung des Schilfrohrs verhindert und der Bestand der Pfeifengraswiesen mit ihren typischen Fauna- und Florenelementen gesichert.
- Die im Jahr 2012 erstellte Infobroschüre leistet einen wesentlichen Beitrag zur Öffentlichkeits- und Informationsarbeit und zur Akzeptanzsteigerung für weitere Schutzmaßnahmen.

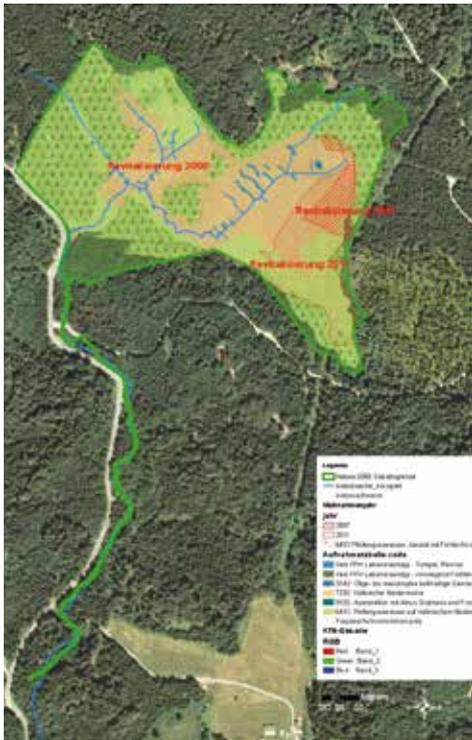


Abbildung 4:
Maßnahmenplan Möserner Moor

Gemeinsam mit den Grundbesitzern wird derzeit überlegt, ob das Schutzgebiet ausgeweitet werden kann. Geplant ist eine Gebietsvergrößerung auf insgesamt rund 20 Hektar.

Literatur

Machino, Y., Füreder, L. (1996): Der Kärntner „Sumpfkrebs“ im Gailtal. Österreichs Fischerei 49: 93–97.

Machino, Y. (1997): New white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) occurrences in Carinthia, Austria. Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture 347: 713–720.

Petutschnig, J. (2002): Dohlenkrebsschutzprojekte in Kärnten.

Tagungsband Internationale Flusskrebstagung Blieskastel, Saarland: 41–50.

Petutschnig, J. (2009): Rote Liste der Flusskrebse (*Decapoda*) Österreichs. In Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/3, Böhlau, Wien: 25–40.

Anschrift des Verfassers:

Jürgen Petutschnig
Umweltbüro Klagenfurt
Bahnhofstraße 39 · 9020 Klagenfurt
Tel.: +43 (0) 463/516614
E-Mail: juergen.petutschnig@umweltbuero.at

The LIFE+ CRAINat Action Plan of *Austropotamobius pallipes* complex: a proposed tool for the conservation of the Italian white-clawed crayfish populations

Tommaso Pagliani¹, Giovanna Lanciani², Federica Piccoli², Marzia Marrone², Monica Di Francesco³, Silvano Porfirio³, Pierluigi Centore⁴, Mabel Scoccia⁴, Daniela Ghia⁵, Gianluca Fea⁵, Pietro Angelo Nardi⁵, Bruna Comini⁶, Giancarlo Moca⁷

(¹Project Manager CRAINat for the Central Regions - Centro di Scienze Ambientali, Consorzio Mario Negri Sud; ² Centro di Scienze Ambientali, Consorzio Mario Negri Sud; ³ Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga; ⁴ Regione Abruzzo, Ufficio Parchi; ⁵ Università di Pavia, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente; ⁶ Project Manager CRAINat for the Lombardy Region - ERSAF Lombardia; ⁷ Project Leader CRAINat - Provincia di Chieti Settore VII)

The project „Conservation and recovery of *Austropotamobius pallipes* in Italian Natura 2000 sites“ – CRAINat, co-funded by EU under the LIFE+ Nature 2008 program, foresees actions for the protection and conservation of the *Austropotamobius pallipes* complex, the white clawed crayfish. This taxon, which conservation is in a high priority level, is then included in Annexes II and V of the Directive 92/43/EEC „Habitat“.

The project consists of more than 60 actions, simultaneously developed in two very different geographical areas: northern (Lombardy Region) and central Italy (Abruzzo Region, Provinces of Chieti and Isernia, Gran Sasso and Monti della Laga National Park), within more than 40 SCIs.

CRAINat is the natural continuation of previous projects also supported by EU's LIFE program in those Regions and its main objectives remain the same: conservation and spreading of native crayfish populations through actions in situ (reconnaissance of the watercourses in the involved SCIs, genetic characterization, monitoring actions and containment of non-native species, maintenance actions, habitat restoration, realization of source areas, tackle of poaching) and ex situ (realization/implementation/adaptation of n. 6 new or existing structures for captive reproduction, in which both sexes mature specimens will be placed for mating and producing the juveniles to be released in suitable watercourses; spread of juveniles in suitable waterbodies).

Many actions are also dedicated to the communication and to the awareness of local populations. Because the CRAINat areas well represent the two main environments populated by the freshwater crayfish in Italy, the Alps and the Apennines, it was decided that the project should produce an Action Plan of a national relevance. Recent events, such as the return of the crayfish plague in central Italy and the application of sanitary measures not previously encountered, led us to make updates and changes to the Action Plan that will here be presented and discussed.

LIFE+ Project „The Irfon Special Area of Conservation“ ISAC

Steven Marsh-Smith

Wye and Usk Foundation

The Wye and Usk Foundation is an NGO (registered charity 1080319) that works in partnership with government stakeholders and other NGOs to restore two SAC Rivers that drain Southeast Wales. Full details of our activities may be found here: <http://www.wyeuskfoundation.org/>.

The river Wye SAC drains an area of 4300 km² and the river is 249 km long. It is essentially an upland river draining the Cambrian Mountains but a long and circuitous route takes the river through England before discharging into the Bristol Channel. Details of the listing of this site may be found here: <http://jncc.defra.gov.uk/ProtectedSites/SACselection/sac.asp?EUCode=UK0012642>

Species included in Annex II include:

1092 White-clawed (or Atlantic stream) crayfish *Austropotamobius pallipes*

1095 Sea lamprey *Petromyzon marinus*

1096 Brook lamprey *Lampetra planeri*

1099 River lamprey *Lampetra fluviatilis*

1103 Twaite shad *Alosa fallax*

1106 Atlantic salmon *Salmo salar*

1163 Bullhead *Cottus gobio*

1355 Otter *Lutra lutra*

Management Plans

The site is heavily impacted by upland land use issues – typically sheep farming and forestry. Sheep farming has intensified since the advent of the Common Agricultural Policy (CAP) at one time over 11million sheep were found in Wales with more than half on the land draining the Wye. A combination of overgrazing and the (illegal) discharge of Sheep dips especially Synthetic Pyrethroids caused significant damage. The poorer land of the central Cambrian mountains was selected for commercial forestry. The resultant combination with high rainfall and the proximity of heavy industry (Iron and Steel making) resulted in the severest effects of acid rain in the Irfon and extremities of the upper Wye. By the time of the listing of Natura sites, most of the species listed were well below Favourable Conservation Status. Managing this substantial area has been via a series of interlinked projects funded from a variety of EU sources: EAGGF, ERDF, EFF. The most recent has been the Life + project which manages the sub catchment of the Irfon.

The ISAC (Irfon Special Area of Conservation) project started 1st January 2010 with the following aims and actions:

- Survey of all Annex II species
- Restoration of entire SAC tributary system – tree management and fencing

- Restoration of wetlands in the afforested sections and drain blocking to restore flow
 - Application of sand liming to correct the effects of acidity
 - Capture and redistribution of native White clawed crayfish
 - Following the discovery during our initial survey of 1029 Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*), actions to restore them
 - Communication: Newsletters, Website, Workshops, Reports
- Budget: € 1,626,458 50% contribution from partners/ EU
Finish Date 31st December 2013

Actions completed to date:

- Initial Survey of all Annex II species: Electrofishing for salmon, lamprey and bullhead. Snorkel survey for pearl mussel; inspection of sites known for shad spawning; Expert survey for white clawed crayfish
- Fencing and restoration of 33km of tributary stream
- Three years of Sand Liming upper Irfon
- Capture and artificial rearing of White clawed crayfish (Wcc). Construction of Unit at Cynrig Hatchery
- Release of Wcc into selected restored tributaries
- Capture and artificial rearing of Freshwater Pearl mussel at Cynrig
- Removal of trees and drain blocking to re-create 10 wetlands in Irfon and Tywi forest
- Annual monitoring programme
- 2 x Annual Newsletter, 2 x Workshops; 4 river walks; Website; Life + reports

Notes on White clawed crayfish restoration

The initial survey found that the species remained in only a few sites – small tributaries such as Hafrenna which had been fenced in a much earlier project and Cwm a stream > 1m wide. The original plan to use crayfish from the Irfon catchment for translocation was not therefore practical. A specialised unit was set up within the existing state managed hatchery at Cynrig where artificial rearing could be undertaken by existing full time staff. Berried crayfish were taken from a tributary in another catchment. After a few initial set up problems, rearing proved successful.

The first stream selected for re-introduction was the Chwefru (pronounced “Wevrey”) and work started here 2010 to fence out all animals (mainly sheep). This was completed by mid 2011. Surveys in ‘70s and ‘80s showed that crayfish were once prevalent here. Introduction took place in 2011 and 2012. Dr Slater (Cardiff University) was engaged to survey and advise. He pointed out that it was often several years before numbers expanded sufficiently to make searches likely to find them, but our electrofishing team (quantifying the number of salmon, bullheads and lamprey) found two specimens this year.

This work will continue beyond the project finish date and all the streams that once held crayfish in the Irfon, will be restocked this way. Habitat restoration has made available some 20km that are suitable for this.



Successful Wetland creation within forest



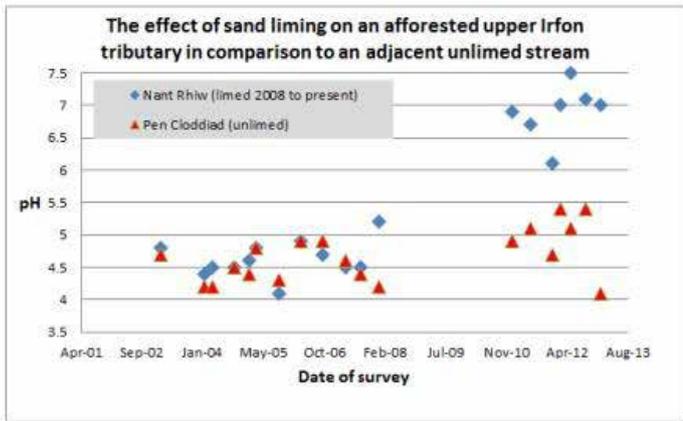
Above: Drain blocking in the Irfon Forest



Sand liming 1st Order tributaries



Chwefru: Creating habitat for fish and crayfish



Recirculation System for Maternal Incubation



Juvenile crayfish in the hatchery



The River Irfon

Nervensystem des Flusskrebse und tierschutzgerechte Tötung von Decapoden

Dr. Carmen Wellmann

Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Abteilung Tierphysiologie

Das Nervensystem der Flusskrebse unterscheidet sich in vielen Punkten von dem der Wirbeltiere. Alle Wirbellose (Insekten, dekapode Krebse, Mollusken) besitzen ein dezentralisiertes Nervensystem, welches sich nicht dorsal sondern ventral, entlang der Bauchseite zieht, (siehe Abb. 1). Dieses sogenannte Bauchmark hat in jedem Körperabschnitt ein eigenes Ganglion (Anhäufung von Nervenzellen), welches diesen Abschnitt (Segment) innerviert (siehe Abb.1)

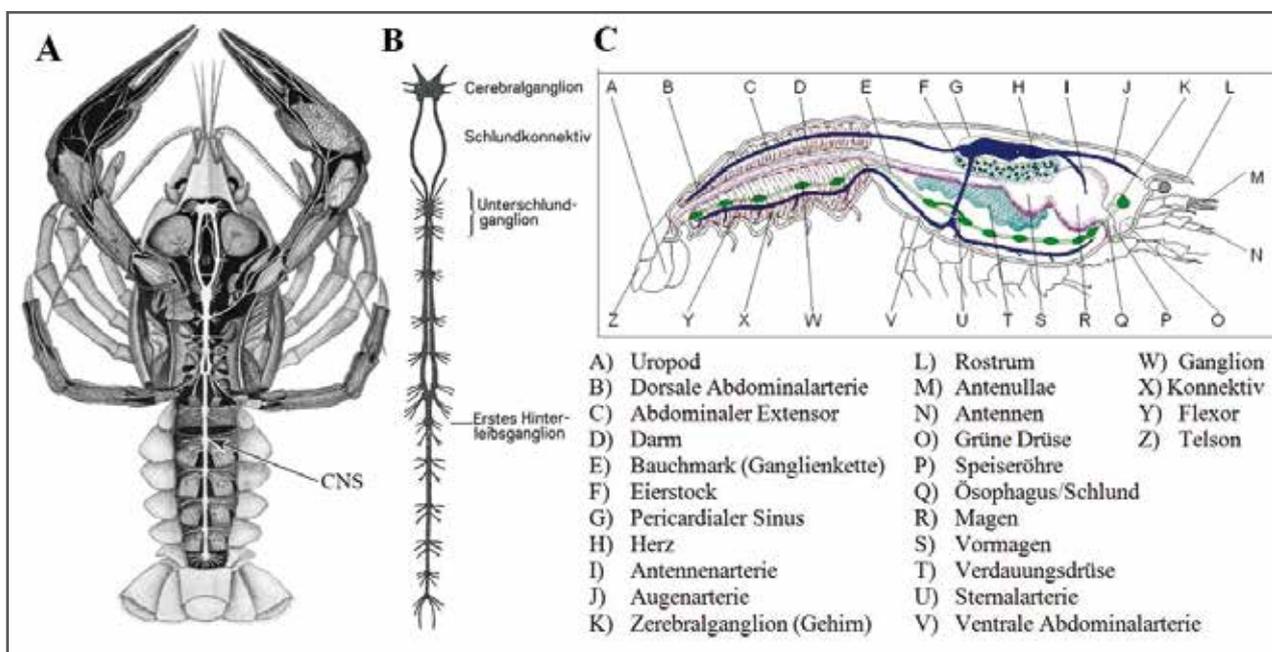


Abb. 1: Nervensystem des Flusskrebse. A) Dorsale Ansicht des Flusskrebse mit innenliegendem ventralen Nervensystem (Bauchmark / ventrale Ganglienreihe) (aus Mulloney und Smarandache-Wellmann, 2012); B) isolierte Ganglienreihe bestehend aus Cerebralganglion (Gehirn), Unterschlundganglion, 5 thorakale Ganglien (für die Steuerung der Scheren und vier Laufbeinpaare) und 6 abdominale Ganglien (Hinterleibsganglien) (aus Kükenthal 1999). C) Seitliche Ansicht des Flusskrebse mit allen inneren Organen und der in grün eingezeichneten ventralen Ganglienreihe (aus Tietjen, William. *Biology Laboratory Manual*; 1991).

Das Gehirn oder Cerebralganglion ist nach bisheriger Erkenntnis dafür da, um Sinneseindrücke (Sehen, Riechen, Gleichgewichtsorgan) zu sammeln und an die weiter unterliegenden Ganglien weiterzuleiten. Diese Ganglien kann man fast als kleine Gehirne ansehen, die jeweils ihr eigenes Segment kontrollieren. In jedem Ganglion befinden sich sowohl Motoneurone, welche die Muskulatur des jeweiligen Segments ansteuern, als auch Sinneszellen und die Rhythmus generierenden Nervenzellen (sogenannte Interneurone), welche die Motoneurone ansteuern und somit für die Aktivität der Körperanhänge zuständig sind (Smarandache-Wellmann et al., 2013).

So wird von jedem einzelnen thorakalen Ganglion die Aktivität für jedes Schreitbeinpaar generiert. In jedem abdominalen Ganglion befinden sich ebenso Nervenzellen, die die Aktivität der Schwimmbeinchen (Pleopoden) ansteuern und koordinieren.

Der Flusskrebs oder auch andere dekapode Krebse und Insekten werden von einigen neurobiologischen Laboratorien gerade wegen des dezentralisierten Nervensystems erforscht. Hierbei kann jedes einzelne Ganglion alleine und ohne die Anwesenheit der Nachbarn eine typische Aktivität erzeugen. So kann jedes thorakale- oder Hinterleibsganglion, wenn vom Rest isoliert, noch immer Aktivität generieren, die dem schreitenden Bein oder schlagenden Pleopod entspricht (Cattaert et al., 1995; Mulloney und Smarandache-Wellmann, 2012).

In meinem Labor untersuchen wir die Aktivität der Pleopoden. Forscher haben schon in den 60er Jahren (für eine Zusammenfassung siehe Mulloney und Smarandache, 2010) entdeckt, dass jedes einzelne Schwimmbeinchen von einem eigenen Netzwerk an Nervenzellen angesteuert wird, welches unabhängig vom Rest des Nervensystem koordinierte Aktivität produziert. Bei schwimmenden Garnelen und kleinen Flusskrebsen kann man sehen, dass immer das letzte Pleopodenpaar anfängt zu schlagen und die anderen folgen in einem bestimmten Abstand. Natürlich könnte man sich jetzt fragen: Wieso ist es wichtig zu verstehen, wie die Pleopoden der Flusskrebse aktiviert und koordiniert werden? Darauf gibt es eine einfache Erklärung. Es wurde festgestellt, dass Nervensysteme im gesamten Tierreich auf ähnlichen Prinzipien aufgebaut sind (Yuste et al., 2005). Das heißt, wenn wir verstehen wollen, wie Nervenzellnetzwerke in unserem Gehirn oder Rückenmark (Koordinierung unserer Beine) funktionieren, so können wir uns ein Beispiel am Nervensystem vom z.B. Flusskrebs nehmen. Die Vorteile des Flusskrebses liegen darin, dass diese eine viel geringere Anzahl an Nervenzellen besitzen und dass deren Nervensystem ohne Input von außen (d.h. sensorische Information und Information die vom Gehirn kommt) die untersuchte Aktivität produziert. Abstrahiert man die Ansicht der Nervensysteme, so kann man sagen, dass jedes Netzwerk, welches ein Beinpaar ansteuert, einem Netzwerk in unserem Gehirn oder Rückenmark entspricht. Wenn wir allgemeine Prinzipien der Aktivierung und Koordinierung dieser Netzwerke verstehen wollen, so sollten wir Netzwerke mit einer geringen Anzahl Nervenzellen untersuchen, bei denen man jede einzelne Einheit gezielt betrachten kann. Wir haben durch unsere Forschung große Fortschritte gemacht, die fundamentalen neuronalen Komponenten und Strategien von Bewegung zu verstehen. Dabei wurden grundlegende Vernetzungsmöglichkeiten zwischen solchen Nervenzellnetzwerken entdeckt.

Von großer Bedeutung für jeden Forscher sind die artgerechte Haltung und das Vermeiden unnötiger Leiden der Versuchstiere während der Experimente. Bei Flusskrebsen bedeutet dies, sie in sauberem, sauerstoffreichen Wasser bei adäquater Temperatur zu halten. Zudem sollten nicht zu viele Flusskrebse pro Aquarium untergebracht werden; diese sollten mit genügend Versteckmöglichkeiten und geeignetem sandigen oder kiesigen Untergrund ausgestattet werden. Außerdem sollte man bei der Organentnahme auf möglichst wenig Stress und dem artgerechten Töten von Flusskrebsen achten.

In letzter Zeit hat gerade ein Labor in England (Leiter Dr. Elwood) viele Schlagzeilen über Schmerzen und Schmerzempfinden bei dekapoden Krebsen produziert. Eine Reihe wissenschaftlicher Publikationen wurden veröffentlicht, deren Aussage ist, Krebse könnten Schmerzen wahrnehmen.

Bevor man diese Untersuchungen genauer betrachtet, sollte man zuerst zwei Begriffe definieren: Schmerz und Nozizeption. Das sind keineswegs Begriffe, die nur für die Wissenschaft von Bedeutung sind, sondern diese sind auch für das Verständnis von „Schmerz“ wichtig.

„Schmerzen“ werden von der „International Association for the Study of Pain (IASP)“ folgendermaßen definiert: (i) Eine unangenehme Sinnes- und emotionale Wahrnehmung, welche mit Gewebsverletzung verbunden sein kann. (ii) Schmerzen sind immer subjektiv. (iii) Schmerz kann auch in Abwesenheit einer Verletzung entstehen und sollte nicht mit einem externen Stimulus gebunden werden, z.B. Phantomschmerzen (IASP 2011, Rose et al., 2013).

„Nozizeption“ ist die Reaktion der Rezeptoren, also Sinneszellen, welche Veränderungen des Gewebes (Verletzungen), erhöhte Temperatur (Temperatursensoren) oder veränderten pH Wert (Säure oder Base auf das Gewebe) feststellen. Dabei schicken diese Zellen Informationen zum Beispiel zum Rückenmark/Nervenstrang, damit adäquat reagiert wird (Reflex). Wichtig für die Unterscheidung von Schmerz und Nozizeption ist, dass „Schmerz“ im Gehirn wahrgenommen wird und nicht auf der Ebene der Rezeptoren. Die Nozizeption und die Reflexhandlung daraufhin (z.B. Wegziehen der Hand von einer heißen Oberfläche) funktioniert, ohne dass ein Bewusstsein vorhanden sein muss. Schmerz ist die Empfindung, wenn wir bewusst diese Information wahrnehmen, das heißt diese Information ist zu einem bestimmte Teil des Gehirns, dem Neo- und Mesocortex, vorgedrungen (Rose 2002). Solche Gehirnareale, welche vor allem für diese Übersetzung der Sinneswahrnehmung zuständig sind, sind vor allem bei Säugetieren gefunden worden.

„Schmerzen“ werden vor allem von Menschen und ihrer Erfahrung, die vorher gesammelt wurde, definiert und erlernt. Kleinkinder, wenn sie fallen, warten erst die Reaktion der Erwachsenen ab, und fangen an zu weinen, wenn die Eltern oder Betreuer sich besorgt um das Kind kümmern. Wird jedoch dieser Sturz nicht weiter beachtet, so spielen Kinder weiter, ohne dabei zu weinen (Kozłowska 2009). Die Erfahrung „Schmerz“ hat selten mit dem Härtegrad der Verletzung zu tun (Wall, 1979).

Leider wird vor allem in den Medien aber auch bei einigen Wissenschaftlern kein Unterschied zwischen Schmerzen und Nozizeption gemacht. Die Folge ist, dass Untersuchungen der Nozizeption bei Tieren fälschlicherweise als „Schmerz“ definiert werden (Rose et al., 2013).

Nozizeption ist eine wichtige sensorische Erfahrung für alle Lebewesen, denn dadurch werden schädliche Umstände vermieden. Solche erlernten Schmerzvermeidungs-Reaktionen aufgrund von nozizeptiven Stimuli werden häufig als Vorhandensein von Schmerzrezeptoren und -empfinden gedeutet. Dabei wurde auch „Schmerz“ bei wirbellosen Tieren häufig als „mehr als einfachen Reflex“ bezeichnet (z.B. bei Appel and Elwood, 2009 oder Elwood and Appel, 2009). Jedoch wird diese Definition von einigen anderen namhaften Wissenschaftlern (z.B. Dr. J.D. Rose oder Dr. Z. Faulkes) als zu vage definiert. Es sollte auf den (verhältnismäßig) einfachen Aufbau der Gehirne von Krebsen und Wirbellosen im Vergleich zu den weiterentwickelten Lebewesen geachtet werden. Im Buch von Nicholas Straußfeld (2012) wird in eindrucksvollen Bildern die Evolution der Insekten- und Krebsgehirne gezeigt. Dabei wird vor allem betont, dass das Gehirn für die Verarbeitung sensorischer Eingänge (Riechen, Sehen, Gleichgewicht, Orientierung am Sonnenkompass) und deren Weiterleitung an die anderen Ganglien verantwortlich ist. Bei Wirbellosen wurden bis jetzt keine Gehirnareale gefunden, die dem Neocortex der Säugetiere ähneln, in dem Schmerzempfindung generiert wird oder sich der Sitz des Bewusstseins befindet.

Einigen Studien aus dem Labor von Dr. Elwood haben in den letzten Jahren die Diskussion über das artgerechte Töten von Krebsen und deren Schmerzempfinden angefacht. Vor allem wurden diese Ergebnisse zum Teil falsch von der Boulevardpresse dargestellt. Die Versuche von Dr. Elwood und seinen Mitarbeitern wurden wie folgt durchgeführt: Durch ein kleines Loch im Panzer der Krebse konnten kleine Stromstöße verabreicht werden. Dabei sollte man beachten, dass solche Stromstimulationen nicht immer der geeignete Reiz für die Untersuchung von Nozizeption oder Schmerz sind. Elektrische Impulse wirken nicht nur auf bestimmte sensorische Nervenzellen. Sie aktivieren alle umliegenden Nervenzellen und Muskeln, so dass der Krebs in diesem Fall unwillkürliches durch den Strom ausgelöstes Verhalten durchführt. Abgesehen von dem nicht adäquaten Reiz für die Nozizeptoren wurden die Versuche auch überinterpretiert. In den Versuchen von Magee und Elwood (2013) wurden Strandkrabben in zwei Gruppen eingeteilt. Eine Gruppe wurde jedes Mal mit Stromschlägen bestraft wenn das Versteck betreten wurde; die andere Gruppe wurde nie bestraft. Dabei konnte anscheinend beobachtet werden, dass die bestraften Krabben sich nicht mehr ins Versteck zurückzogen (siehe Abb2).

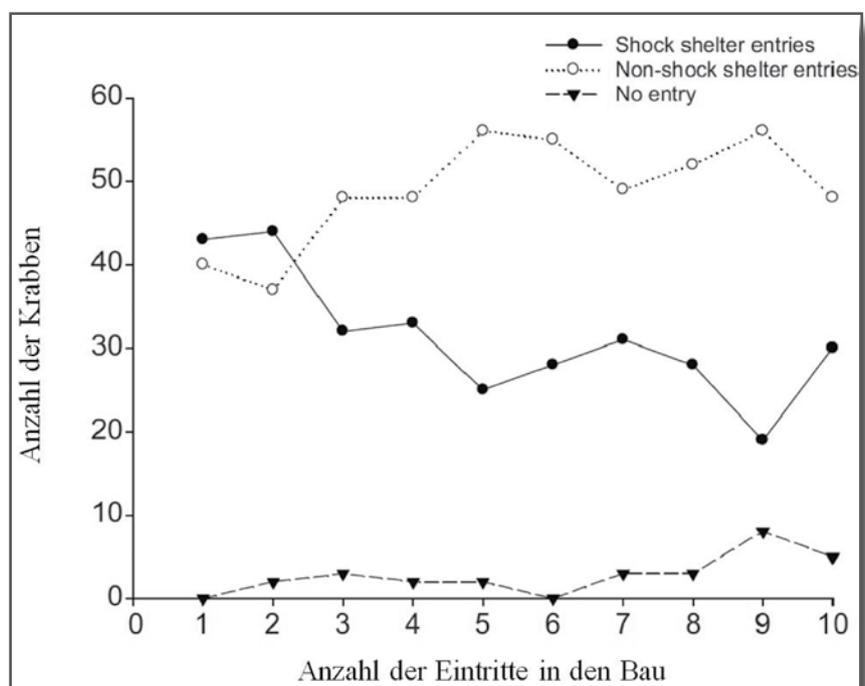


Abb. 2: Anzahl der Krabben, die den Bau betraten. Die " • " Gruppe wurde bei jedem Eintritt in den Bau mit elektrischen Strömen bestraft. Die "o" Gruppe wurde bei dem Betreten der Verstecke nicht bestraft. Und die " ▼ " Krabben betraten nie die Verstecke (aus Magee und Elwood, 2013).

Bezeichnend für diese Ergebnisse ist, dass über die Hälfte der Krabben (siehe Abb. 2, " • " Gruppe) auch nach 10 Bestrafungen weiterhin in das Versteck liefen obwohl sie jedes Mal mit einem Strompuls gereizt wurden. Auf diesen erstaunlichen Aspekt gehen die Autoren nicht in ihrer Publikation ein.

In einem anderen Versuchsparadigma zeigt die Gruppe rund um Dr. Elwood, dass Garnelen angeblich Nozizeption bei Applikation von Säure auf den Antennen aufweisen (Barr et. al, 2008).

Antennen sind sehr empfindliche Sinnesorgane und sind für die Aufnahmen von Gerüchen oder Geschmack von Bedeutung. Jedoch konnte zwei Jahre später Puri und Faulkes (2010) dieselben Versuche mit Garnelen oder auch anderen Krebsarten nicht reproduzieren. Außerdem haben diese Wissenschaftler nicht nur Verhaltensexperimente durchgeführt, sie haben auch die Aktivität der Antennalnerven analysiert. Würden sensorische Zellen (Nozizeptoren) bei der Applikation von Säure oder Lauge aktiviert werden, würde man eine veränderte Aktivität feststellen, was nicht gezeigt werden konnte. Deswegen schließen die Autoren, dass keine pH-relevanten Nozizeptoren in den Antennen der Flusskrebse vorhanden sind. Weiter reagieren Flusskrebse in keinsten Weise auf das bei Wirbeltieren als Standard-Testsubstanz verwendeten Capsaicin (Wirkstoff in Pfeffer), unabhängig ob es verfüttert oder auf die Antennen angebracht wurde (Puri und Faulkes, 2010a).

Abschließend möchte ich nochmal betonen, dass ich soweit keine Beweise in der Literatur gefunden habe, die auf "Schmerzempfinden" bei Krebsen schließen lassen. Jedoch heißt dies nicht, dass diese Tiere nicht artgerecht gehalten werden sollten oder dass deren Tötung in die Länge gezogen werden sollte. Kein Tier verdient es gequält zu werden. Da Krebse ein dezentralisiertes Nervensystem haben, und jedes Ganglion alleine aktiv sein kann (man könnte dies auch als "Leben" bezeichnen), ist eine Entfernung des Gehirns oder Kopfs nicht gleichzusetzen mit der Tötung des Tieres. Dadurch plädiere ich für eine schnelle Vernichtung des gesamten Nervengewebes. Dieses kann effizient mit hoher Temperatur erreicht werden. Alternativ können Krebse, da sie wechselwarme Tiere sind, zuerst durch Abkühlen (auf Eis legen) betäubt werden, bevor diese ins heiße Wasser eingetaucht werden. Bei der Kochmethode sollte auf jeden Fall darauf geachtet werden, dass das Wasser sprudelnd kocht (also 100°C erreicht), und dass die Tiere einzeln hineingegeben werden, damit das Wasser immer dieselbe hohe Temperatur behält. Durch die hohe Temperatur denaturieren die Proteine schnell und die Tiere sterben ohne gequält zu werden. Die Methode des Elektroschocks zur Tötung der Krebse halte ich für nicht geeignet, da Dr. Elwood gezeigt hat, dass Krebse anders auf Stromreize reagieren, was er als „Schmerz“ interpretiert.

Literatur

Appel, M. and Elwood, R.W. (2009) Gender differences, responsiveness and memory of a potentially painful event in hermit crabs. *Animal Behaviour* 78, 1373–1379.

Barr, S., Laming, P.R., Dick, J.T.A. and Elwood, R.W. (2008) Nociception or pain in a decapod crustacean? *Animal Behaviour* 75, 745–751.

Cattaert D, Pearlstein E, Clarac F. 1995. Cholinergic control of the walking network in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Physiology-Paris* 89(4-6): 209-220.

Elwood, R.W. and Appel, M. (2009) Pain experience in hermit crabs? *Animal Behaviour* 77, 1243–1246.

International Association for the Scientific Study of Pain (2011) IASP Taxonomy, Pain (<http://www.iasp-pain.org/Content/NavigationMenu/GeneralResourceLinks/PainDefinitions/default.htm> Pain)

Kozłowska K., (2009) Attachment relationships shape pain-signaling behavior. *The Journal of Pain* 10, 1020–1028.

- Kükenthals Leitfaden für das Zoologische Praktikum; W. Kükenthal (Autor), V. Storch (Autor), U. Welsch (Autor) Spektrum Akademie Verlag, Hdg., 1999 [22., neubearbeitete Auflage, gebunden]
- Magee B. and Elwood R.W. (2013) Shock avoidance by discrimination learning in the shore crab (*Carcinus maenas*) is consistent with a key criterion for pain. *J Exp Biol* 216:353-358.
- Mulloney, B. and C.R. Smarandache (2010) Fifty years of CPGs: two neuroethological papers that shaped the course of neuroscience. *Front. Behav. Neurosci.* 4 (45): 1-8.
- Mulloney B. und C.R. Smarandache-Wellmann (2012) Neurobiology of the crustacean swimmeret system. *Prog. Neurobiol.* Feb;96(2):242-67
- Puri S. and Z. Faulkes (2010a) Chemicals that are often painful do not cause nociceptive responses in crayfish, Neuroethology Meeting Salamanca, Spain
- Puri S. and Z. Faulkes (2010) Do Decapod Crustaceans Have Nociceptors for Extreme pH? *PLoS ONE* 5, e10244.
- Rose, J.D. (2002) The neurobehavioral nature of fishes and the question of awareness and pain. *Reviews in Fisheries Science* 10, 1-38.
- Rose J.D., Arlinghaus R., Cooke S.J., Diggles B.K., Sawynok W., Stevens E.D., and Wynne C.D.L. (2013). "Can fish really feel pain?" *Fish and Fisheries* DOI: 10.1111/faf.12010
- Straussfeld N.J. (2012) *Arthropod Brains: Evolution, Functional Elegance, and Historical Significance* Verlag: Harvard Univ Press; ISBN- 9780674046337
- Smarandache-Wellmann CR, C Weller, TM Wright Jr. and B Mulloney (2013) Five types of non-spiking interneurons in the local pattern-generating circuits of the crayfish swimmeret system. *J Neurophysiol.* doi:10.1152/jn.00079.2013
- Tietjen, William. *Biology Laboratory Manual* (1991) Harper Collins Publishers, Inc., New York, NY
- Wall, P.D. (1999) Pain: neurophysiological mechanisms. In: *Encyclopedia of Neuroscience* (eds G. Adelman and B. Smith). Elsevier, Amsterdam, pp. 1565-1567
- Yuste R, MacLean JN, Smith J, Lansner A (2005) The cortex as a central pattern generator. *Nat Rev Neurosci* 6:477-483.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Carmen Wellmann
Emmy Noether Group Leader
Universität zu Köln, Biocenter, Zoologisches Institut
Zülpicher Straße 47b
50674 Köln
Tel.: +49 (0)221 470 - 8068
E-Mail: carmen.wellmann@uni-koeln.de

LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“: Ansiedlung des Steinkrebsses in Natura 2000-Gebieten im Nationalpark Eifel

Anika Poetschke

Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.



Steinkrebs Austropotamobius torrentium. Foto Dr. Harald Groß

Einleitung

Im Rahmen des LIFE+ Projekts „Wald – Wasser – Wildnis“ ist eine Ansiedlung des Steinkrebsses in drei geeigneten Gewässern im Projektgebiet geplant. Dafür werden Tiere aus einem möglichst nahegelegenen Bestand entnommen und in einer Zuchtanlage vermehrt. Das Teilprojekt gliedert sich in drei Phasen:

- 1) Zu Beginn soll eine Voruntersuchung der Gewässer im Projektgebiet klären, ob hier heimische oder nicht heimische Flusskrebsarten vorkommen. Beides würde eine Ansiedlung ausschließen.
- 2) Eine Zwischenvermehrung soll die Tiere für die Ansiedlung hervorbringen.
- 3) In drei aufeinanderfolgenden Jahren sollen etwa 300 Tiere in jeweils drei ausgewählten Gewässern ausgesetzt werden. Jährliche Kontrollen sollen das Überleben der Besatztiere und deren Wachstum dokumentieren.

Am Ende der Wiederansiedlung soll in einer Abschlussuntersuchung die bisherige Populationsentwicklung ermittelt werden.

Nach einer erfolgreichen Wiederansiedlung des Steinkrebsses wird eine Nachmeldung dieser Art für die entsprechenden Natura 2000-Gebiete erfolgen.

Die Biologische Station StädteRegion Aachen e.V. setzt dieses Teilprojekt mit Hilfe externer Fachkräfte um. Voruntersuchung, Zwischenvermehrung, Aussatz und Kontrollen werden extern ver-

ben. Diese Veröffentlichung ist weitestgehend eine Zusammenfassung der unveröffentlichten Berichte der Voruntersuchung und der Zwischenvermehrung, die bis 2013 von Dr. Harald Groß erstellt wurden.

Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen – früher und heute

Die beiden in Europa heimischen Flusskrebsarten Edelkrebs und Steinkrebs gehören zum natürlichen Arteninventar der Gewässer Nordrhein-Westfalens¹.

Während der Edelkrebs in früheren Zeiten weit verbreitet und in größerer Individuenzahl vom Tiefland bis in die montane Region anzutreffen war, blieb das Vorkommen des Steinkrebse natürlicherweise in Nordrhein-Westfalen auf die sauerstoffreichen, sommerkühlen Bachoberläufe der südlichen Mittelgebirge beschränkt². Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) stößt in Nordrhein-Westfalen an seine nord-westlichste Verbreitungsgrenze (Abb. 1). Damit hat dieses Bundesland eine besondere Verantwortung für den Schutz und Erhalt der bedrohten Art.



Abb. 1: Verbreitungsgebiet des Steinkrebse
Austropotamobius torrentium

Der Steinkrebs kommt aktuell in Nordrhein-Westfalen gesichert nur noch an einer Stelle im Siebengebirge vor und ist daher in diesem Bundesland akut vom Aussterben bedroht³. Weitere zwei Vorkommen sind nach derzeitigem Wissensstand erloschen, ein Vorkommen in der Eifel ist fraglich (mündliche Mitteilung von Groß 2013).

Potentieller Lebensraum: Die Fließgewässer des Projektgebiets von LIFE+ „Wald – Wasser – Wildnis“

Es ist anzunehmen, dass die Gewässer auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks Eifel einst von heimischen Flusskrebsen besiedelt wurden, wobei nicht festzustellen ist, ob auch Steinkrebse in den Gewässern lebten: „Für den Sauerbach und den Perlenbach gibt es Berichte über ein historisches Vorkommen von Flusskrebsen (mündliche Mitteilung), wobei keine Unterscheidung zwischen Edel- und Steinkrebs gemacht wurde. Es ist anzunehmen, dass es sich hierbei um Edelkrebsbestände gehandelt hat.“ (Groß 2013)

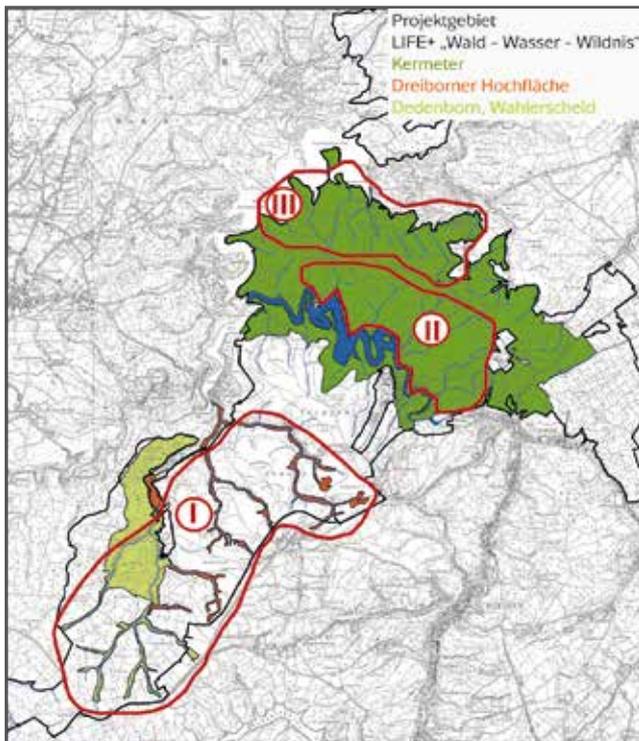


Abb. 2: Fließgewässer innerhalb der Projektkulisse und ausgewählte Ansiedlungsbereiche.
Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW

Die Mittelgebirgsbäche im Projektgebiet von LIFE+ „Wald – Wasser – Wildnis“ liegen innerhalb der natürlichen Verbreitungsgrenze des Steinkrebses und stellen aufgrund ihrer Beschaffenheit und Eigenschaften potentielle Habitate für diese heimische Flusskrebsart dar (Abb. 2). Zu Beginn des Projekts wurde davon ausgegangen, dass sich in keinem der Gewässer Steinkrebsbestände befinden. Eine natürliche Wiederbesiedlung der Fließgewässer im Projektgebiet aus Beständen in der Region ist aufgrund der großen Entfernung zu den noch vorhandenen Populationen sowie aufgrund von Wanderbarrieren und der Ausbreitung nicht heimischer Flusskrebse in den Fließgewässern Nordrhein-Westfalens auszuschließen. Das Projektgebiet gehört dem europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000 an und liegt nahezu vollständig im Nationalpark Eifel. Die darin befindlichen Gewässer werden nach Beendigung des Projekts zur Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer einschließlich der angrenzenden Landlebensräume für diese Flusskrebsart verbessert sein. Der Schutzstatus der Gebiete bietet im Fall einer erfolgreichen Ansiedlung des Steinkrebses dieser seltenen Art einen hohen Schutz. Als Schutzziele für den Steinkrebs werden von dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen explizit seine Nachzucht und Wiederansiedlung empfohlen⁴. Das LIFE+ Projekt „Wald – Wasser – Wildnis“ will mit der Ansiedlung des Steinkrebses an drei Standorten einen Beitrag zum Erhalt dieses heimischen Flusskrebss leisten.

Der erste Schritt: Voruntersuchung und Bewertung der Gewässer

Vor einer Ansiedlung wurden die Gewässer im Projektgebiet auf Vorkommen von Flusskrebsen untersucht. „Vorkommen von heimischen, aber auch nicht heimischen Flusskrebsen würden eine Ansiedlung des Steinkrebses ausschließen“⁵. Die Ergebnisse der Voruntersuchung stellten auch die Grundlage für die Überprüfung der Gewässer in Hinblick auf ihre Eignung als Ansiedlungsgewässer dar. Nach den in der Voruntersuchung erhobenen Daten wurden drei Bäche als Ansiedlungsgewässer für den Steinkrebs ausgewählt.

Die Methode der Gewässerbegehung und -auswahl

„Da es im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich ist, alle im Projektgebiet vorhandenen und potentiell von Flusskrebsen besiedelbaren Gewässer auf ihrer gesamten Fließlänge zu untersuchen, wurde nach der Gewässergröße und damit auch der Lebensraumeignung eine Vorauswahl von Untersuchungsgewässern getroffen (...). Im Weiteren wurden an den ausgewählten Gewässern 42 Untersuchungsabschnitte von ca. 200 m festgelegt (...) und so eine weitgehend gleichmäßige Abdeckung des Projektgebietes erreicht. Parallel zu der Flusskrebserfassung in diesen Untersuchungsabschnitten wurden sowohl überregionale als auch regionale Quellen zu Flusskrebsvorkommen im erweiterten Projektgebiet ausgewertet.“⁶

„Sehr kleine, quellnahe Gewässer bis ca. 1,0 m Gewässerbite und mit einer natürlichen, flachen Uferstruktur, die nur als Lebensraum für den Steinkrebs in Betracht kommen, können bei Tage abgesehen werden. ... In kleineren bis mittleren Fließgewässern mit einer guten Sicht bis zum Gewässergrund erfolgte die Erfassung über eine nächtliche Begehung mit Taschenlampe. Zur besseren Sicht wurden in schneller strömenden Bereichen Sichtkästen eingesetzt. In Gewässern, in denen keine ausreichende Sicht zum Gewässergrund vorhanden ist (z.B. Teiche, Seen, Fließgewässer mit starker Trübung), müssen spezielle Flusskrebsreusen eingesetzt werden. Pro Untersuchungsabschnitt wurden fünf Reusen in einem Abstand von ca. 10 Metern gesetzt. Für alle Untersuchungsabschnitte wurde ein Feldprotokoll ausgefüllt. Neben der Gewässerstruktur werden hier alle anderen relevanten Beobachtungen (z.B. Fischbestand, Beeinträchtigungen, Flusskrebsprädatoren, Wanderbarrieren) erfasst. Diese Daten wurden zur späteren Bewertung der Gewässerabschnitte herangezogen. Grundsätzlich handelt es sich bei der Flusskrebserfassung um eine Positivkontrolle. Wenn keine Tiere nachgewiesen werden, ist nicht vollkommen auszuschließen, dass doch eine geringe Dichte an Flusskrebsen bzw. ein auf einen engen Raum begrenzter Bestand vorhanden ist.“⁷

Die Bewertung von Ansiedlungsgewässern

„Die Eignungsbewertung erfolgte über einen Bewertungsbogen mit Punktesystem (...). Für jeden erhobenen Parameter wurde bei positiver Ausprägung ein Pluspunkt, bei mäßiger Ausprägung kein Punkt und bei negativer Ausprägung ein Minuspunkt vergeben. Auch die Vergabe von halben Plus- bzw. Minuspunkten war möglich, wenn ein Faktor im Gewässerverlauf nicht eindeutig zu bewerten war. Zusätzlich gibt es im Bewertungsbogen Faktoren, deren negative Bewertung unvereinbar für ein Ansiedlungsgewässer ist. Wurde ein solcher Faktor (z.B. keine permanente Wasserführung) für ein Gewässer negativ bewertet, wurde dieses als Ansiedlungsgewässer ausgeschlossen. Dies erfolgte auch dann, wenn alle anderen Faktoren in sehr guter Ausprägung vorhanden waren. ... Ergänzend zu den Begehungen wurde auf die im Rahmen der Gewässerkartierung im Nationalpark Eifel erhobenen Daten zurückgegriffen (Groß et al. 2004). Die Eignungsbewertung im Bewertungsbogen wurde zusätzlich noch auf Plausibilität kontrolliert. Um abzuklären, ob es in den kleinen Fließgewässern im Kermeter in größerem Umfang zur Grundeisbildung kommt, was ebenfalls als Ausschlusskriterium für ein Ansiedlungsgewässer anzusehen ist, wurde an einzelnen Gewässern zusätzlich eine Winterbegehung nach einer längeren und stärkeren Frostperiode vorgenommen.“⁸

Die Ergebnisse

Bei der Voruntersuchung wurden im Bereich des Projektgebiets weder Funde von heimischen noch nicht-heimischen Flusskrebsen gemacht. Es gab auch keine Anzeichen für ein Vorhandensein von Flusskrebsbeständen, wie Reste von Häutungen, Wohnröhren oder tote Tiere (Groß 2013). Auch bei den Voruntersuchungen zu anderen Tiergruppen und –arten der Fließgewässer wie Fische, Muscheln und Makrozoobenthos gab es weder Funde noch Hinweise auf ein Vorkommen von Flusskrebsen (Dettmer 2012, Eiseler 2011, Burk 2011).

Lediglich auf dem Gebiet der ehemaligen Ordensburg Vogelsang, dem heutigen Vogelsang IP, das nicht zum Gebiet des Nationalparks gehört, konnte in einem Teich ein Bestand des heimischen Edelkrebses nachgewiesen werden (Groß 2013). Nach Groß (2013) ist davon auszugehen, dass dieser Bestand auf einen Besatz zurückzuführen ist.

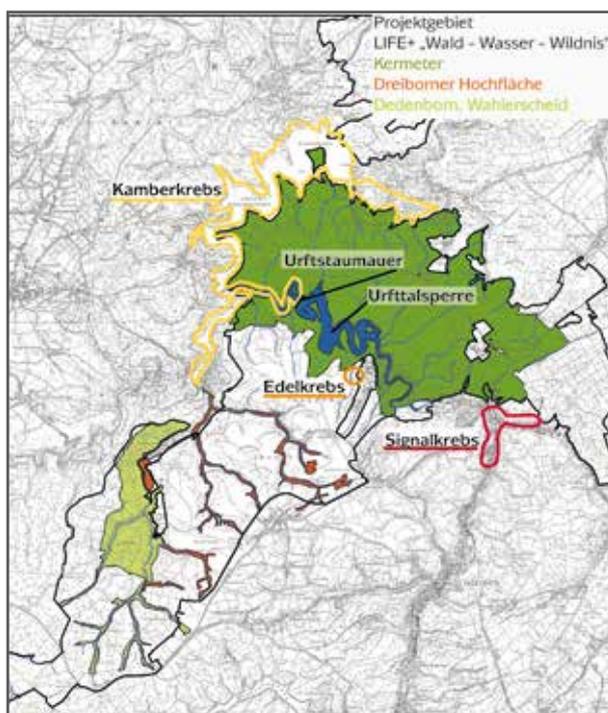


Abb. 3: Vorkommen invasiver Flusskrebsarten in angrenzenden Gebieten.

Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW

Gefährdungspotential durch Bestände nicht heimischer Krebse in angrenzenden Gewässern

„Nach Auswertung vorhandener Daten zu Flusskrebsen ist derzeit ein Vorkommen des aus Nordamerika stammenden Kamberkrebses (*Orconectes limosus*) im Unter- und Obersee der Rurtalsperre nachgewiesen (Abb. 3). Weiterhin ist davon auszugehen, dass der Kamberkrebs auch die Rur unterhalb des Rursees erreicht hat bzw. dort ausgesetzt wurde und diese besiedelt. Im fließenden Bereich der Erkenruhr oberhalb der Talsperre konnten aber keine Kamberkrebse nachgewiesen werden. Kamberkrebse meiden kühlere Gewässer mit stärkerer Strömung. Bei einer Ausbreitung des Steinkrebses bis zur Mündung der Erkenruhr in die Talsperre wäre das Ansteckungsrisiko aber hoch. Aus der Urft und der Olef im Bereich Gemünd lagen mehrere Meldungen über ein Vorkommen des ebenfalls aus Nordamerika stammenden und potentiell die Krebspest übertragenden

Signalkrebses (*Pacifastacus leniusculus*) vor. Dieses Vorkommen des Signalkrebses in der Urft und in der Olef konnte 2012 bestätigt werden. Erfahrungen in anderen Gewässern zeigen, dass der Signalkrebs sich invasiv verhält und ein sehr breites Lebensraumspektrum hat. Es ist daher davon auszugehen, dass die Art die Urfttalsperre mittelfristig besiedeln wird und von dort auch in kleine Nebengewässer einwandert, sofern diese nicht durch Barrieren versperrt sind.

Somit ist eine Ansiedlung von heimischen Flusskrebsen nur in solchen Nebengewässern der Urfttalsperre sinnvoll, die durch Barrieren gegenüber der Einwanderung des Signalkrebses geschützt sind. Eine Umgehung von Barrieren über Land ist zwar nicht gänzlich auszuschließen, aber auf Grund der zu überwindenden Strecke eher unwahrscheinlich.“⁹



*Naturnaher Mittelgebirgsbach
im Nationalpark Eifel.*

Foto: Dr. Harald Groß

Die Auswahl der Ansiedlungsbereiche

„Bei der Auswahl von Besatzgewässern ist in erster Linie das Krebspestrisiko bzw. das Risiko, dass nicht heimische Flusskrebse in ein Gewässer einwandern, zu bewerten. Das Risiko, dass Aquarianer nicht heimische Flusskrebse in die Gewässer aussetzen, ist dagegen hier äußerst gering. Um die Gefährdung der Projektmaßnahme 'Ansiedlung des Steinkrebses in Natura 2000-Gebieten des Nationalparks Eifel' möglichst gering zu halten, ist es sinnvoll, die geplanten drei Ansiedlungsgewässer in voneinander getrennten Teilgebieten zu platzieren. Es wird daher empfohlen, je ein Ansiedlungsgewässer in einem der drei festgelegten Ansiedlungsbereiche mit unterschiedlichen Gefährdungsrisiken auszuwählen.“¹⁰ Das Risiko einer Bedrohung der Steinkrebsbestände wäre somit gestreut, bei einer Gefährdung in einem Gebiet wären Bestände in den anderen beiden Gebieten nicht betroffen“.

Ansiedlungsbereich I: Oberläufe des Erkensruhrsystems

„Für diese Gewässer besteht derzeit keine direkte Gefahr, dass nicht heimische Flusskrebse einwandern. Der Kamberkrebs wird aus dem Obersee nicht in die Erkensruhr einwandern, da die Art derartige Gewässer meidet. Bei einer Ausbreitung von Steinkrebsen in der gesamten Erkensruhr würde es langfristig aber zu einem Kontakt der beiden Arten kommen. Bei einem solchen Kontakt besteht dann ein hohes Risiko einer Krebspestübertragung. Dieses Risiko könnte nur durch den Bau einer Krepssperre im Gewässer ausgeschlossen werden.“¹¹ Dies trifft grundsätzlich auch auf den Signalkrebs zu, der aber einen weitaus längeren Weg bis zur Erkensruhr zurückzulegen und außerdem die Mauer des Stausees zu überwinden hätte.

Ansiedlungsbereich II: Quellbäche Urfttalsperre

„Da für die Urfttalsperre mittelfristig eine Einwanderung des Signalkrebse zu erwarten ist, eignen sich aus diesem Bereich nur solche Bäche zur Ansiedlung des Steinkrebse, die durch eine für Krebse unüberwindbare Barriere geschützt sind. Die Gefahr der Einwanderung des Signalkrebse über Land ist eher als gering einzuschätzen“.

Ansiedlungsbereich III: Quellbäche nördlicher Kermeter

„Für die Rur unterhalb der Staumauer Schwammenauel ist von einem Vorkommen des Kamberkrebse auszugehen. Da diese Art nicht in kleinere Nebengewässer aufsteigt, ist eine Krebspe-
stübertragung nur durch den direkten Kontakt der Arten bzw. nach der Ausbreitung der angesie-
delten Steinkrebse über das gesamte Gewässer bis zur Talsperre möglich. Dieses Risiko wird durch
bachaufwärts zumindest schwer passierbare Bereiche oder strukturell für den Steinkrebs ungeeig-
nete Abschnitte im Unterlauf verringert.“¹²

Die Zwischenvermehrung von Steinkrebse

„Parallel zu [der] Prüfung bzw. zur Auswahl von Ansiedlungsgewässern, erfolgt derzeit in einem
Krebszuchtbetrieb der Aufbau einer Steinkrebszucht, die die Besatzkrebse bereitstellen soll. Hier
wird neben den allgemeinen Haltungsbedingungen auch die Vermehrungs- und Aufzuchtmethod-
dik erprobt. Dabei bestehen Kontakte zu den wenigen Stellen in Europa, die sich auch mit der
Steinkrebszucht beschäftigen.“ (Groß 2013)

Mit der Zwischenvermehrung wurde 2011 begonnen. Die Steinkrebse zur Zwischenvermehrung
sollten ursprünglich Beständen aus der Region entnommen werden. Da dies aber zum Zeitpunkt
des Aufbaus der Zuchtanlage nicht mehr zu verantworten war – zwei der drei Bestände waren
erloschen – wurden die Tiere aus einem linksrheinischen Bestand einer Fischzuchtanlage in Rhein-
land-Pfalz bezogen, in der sich Steinkrebse angesiedelt hatten.

In der Zuchtanlage wurden getrennte Becken für Tiere zur Paarung und für Eier tragende Weibchen
eingerrichtet. Die Becken werden mit Quell- und Teichwasser in einer regelbaren Mischung gespeist.
2011 wurden 17 geschlechtsreife Weibchen mit ebenso vielen Männchen in einem Paarungsbe-
cken zusammengebracht. 14 Weibchen trugen Eier. Daraus ergaben sich aber nur 25 Brütlinge.
Um die Zucht zu optimieren, wurden verschiedene Parameter verändert (verbesserte Haltungs-
bedingungen, Beseitigung der Krebsegel, häufigere Reinigung der Becken in den Wintermonaten,
Erhöhung des Quellwasseranteils zur Senkung der Wassertemperatur, höhere Variabilität bei der
Fütterung). In den Becken wurden Bereiche mit Kies und Sand eingebracht, in denen Tonhalbschal-
len und Kunststoffteile mit Hohlräumen den Weibchen bzw. den Brütlingen als Verstecke dienen.
2012 wurden 14 Weibchen in die Paarungsbecken eingesetzt. Von denen trugen 2013 zehn Tiere
Eier. Kurz vor dem Schlupf konnten bei mehreren Weibchen eine Verpilzung der Eier festgestellt
werden, es schlüpften weniger Larven als erwartet. Bei den Jungtieren gab es während der ers-
ten Häutung weitere Ausfälle. Es ist fraglich wieviele Brütlinge im Becken überlebt haben. Bei der
weiteren Zucht der Tiere soll noch mehr auf stabile Wassertemperatur und geringere Besatzdichte
geachtet werden“.



Abb. 6: Zuchtbecken für die Zwischenvermehrung der Steinkrebse.

Fotos: Dr. Harald Groß

Zusammenfassung und Ausblick

Nach Untersuchung und Eignungsprüfung wurde in jedem der drei Ansiedlungsbereiche im Projektgebiet von LIFE+ „Wald – Wasser – Wildnis“ je ein Gewässer für eine Ansiedlung des Steinkrebse ausgewählt. Die Zucht wird fortgesetzt und bei erfolgreicher Vermehrung soll die Ansiedlung wie geplant durchgeführt werden. Da der Aussatz der Tiere sehr wahrscheinlich nicht mehr im Zeitrahmen des LIFE+ Projekts (2011-2015) liegen wird, werden andere Möglichkeiten zur Fortsetzung der Ansiedlung gesucht. Geplant ist laut Projektantrag, in drei aufeinander folgenden Jahren je 300 Tiere pro Gewässer auszusetzen. Sollte dies gelingen, wird es eine Meldung wert sein.

Literatur

- Burk, C. (2011) (unveröffentlicht):** LIFE+ „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Fische und Rundmäuler, 1. Zwischenbericht 2011. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg, WISSENSCHAFTLICHES MONITORING Fische und Rundmäuler
- Dettmer, R. (2012) (unveröffentlicht):** LIFE+ „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Großmuscheln - Abschlussbericht. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg, FAUNISTISCHE VORUNTERSUCHUNGEN Großmuscheln
- Eiseler, F. (2011) (unveröffentlicht):** LIFE+ „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Makrozoobenthos - 1. Zwischenbericht. 2011 Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., Stolberg, WISSENSCHAFTLICHES MONITORING Makrozoobenthos
- Groß, H. (2013) (unveröffentlicht):** LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“ - Voruntersuchungen Flusskrebse , Endbericht. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biologischen Station StädteRegion Aachen e.V., 80 S., Stolberg, WISSENSCHAFTLICHES MONITORING Makrozoobenthos 1. Zwischenbericht 2011

Anschrift der Verfasserin:

Anika Poetschke
 Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
 Zweifaller Straße 162 · 52224 Stolberg
 Tel: +49 (0) 2402-12 617-0
 E-Mail: anika.poetschke@bs-aachen.de

Ingo Mohl

eb&p Umweltbüro GmbH

Entwicklung mit Signalwirkung

In den letzten 10 Jahren hat sich der Nordamerikanische Signalkrebs massiv in den Gewässern des Kärntner Zentralraums zum Teil durch Besatz zum Teil durch eine selbständige Ausbreitung vermehrt. Viele der Steinkrebsbestände wurden durch die Einschleppung des Krebspesterregers (*Aphanomyces astaci*) zerstört bzw. stehen kurz vor ihrer Auslöschung.

Darüber hinaus wirken sich die Verbauungstätigkeiten an kleineren Gewässern (vor allem Steinkrebstgewässern) durch die Wildbachverbauung und die Wasserwirtschaft extrem negativ auf Steinkrebsvorkommen aus. Fast immer werden wasserrechtliche Bewilligungsbescheide in Unkenntnis der Steinkrebsvorkommen erteilt.

Steinkrebs von gemeinschaftlichem Interesse

Der Steinkrebs ist gemäß seiner Bestandssituation in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Österreichs der Kategorie „stark gefährdet“ zugeordnet sowie entsprechend seiner naturschutzfachlichen Bedeutung als Art von gemeinschaftlichen Interesse im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (FFH-Richtlinie) gelistet. Damit besteht die Verpflichtung, seine Bestände besonders zu schützen sowie regelmäßig den Erhaltungszustand zu überprüfen und zu dokumentieren.

Aktionsplan Steinkrebs in Kärnten

Aufgrund der großen naturschutzfachlichen Bedeutung des Steinkrebses, der erwähnten besorgniserregenden Entwicklung und der teilweise nur lückenhaft vorhandenen und veralteten Erhebungsdaten wurde 2012 das Projekt „Aktionsplan Steinkrebs in Kärnten“ gestartet.

Für dieses Steinkrebsartenschutzprogramm wird auf Basis der vorhandenen, bereits mehr als 10 Jahren alten Erhebungen (Petutschnig et al. 2000), Fundmeldungen und wissenschaftlichen Arbeiten (Weinländer 2007 u. 2012) eine Verbreitungskartierung von „aktuellen bzw. historischen“ Steinkrebsvorkommen durchgeführt. Zusätzlich werden Kartierungen im Bereich von Verdachtsgewässern bzw. Verdachtsgebieten umgesetzt. Diese Verdachtsgebiete werden auf Basis einer Verschneidung von bereits bekannten (älteren) Vorkommen und einer Gewässertypenkarte (Gewässernetz unter Berücksichtigung der Höhenstufen) ermittelt. Die Geländeerhebungen in Form von Tag- bzw. vor allem Nachbegehungen starteten im Sommer 2012 und werden im heurigen Sommer und Herbst vervollständigt und abgeschlossen.

Die bisherigen Kartierungsergebnisse bestätigen leider den Trend, dass ehemals bekannte Steinkrebsvorkommen durch den Nordamerikanischen Signalkrebs verdrängt wurden und werden.

Konkretes für den Steinkrebs

Ergebnis des Aktionsplans ist eine aktuelle Verbreitungskarte des Steinkrebses in Kärnten sowie eine Ausweisung von potentiellen Verbreitungsgebieten.

Davon abgeleitet werden in Folge bis Ende 2013 konkrete Maßnahmenvorschläge und Instrumente zum Schutz und zur Förderung der Steinkrebse in Kärnten ausgearbeitet. Nach Fertigstellung des "Aktionsplans" ist es geplant, sämtliche Ergebnisse in der Vereinszeitschrift „forum flusskrebse“ zu veröffentlichen.



Abb. 1: Einer der größten Steinkrebs-Bestände befindet sich in einem mäandrierenden Wiesenbach im Raum Köstendorf im Gailtal (Westkärnten).



Abb. 2: Im Projekt "Aktionsplan Steinkrebs Kärnten" werden die Erhebungen vor allem Nachts durchgeführt. Schönes adultes Steinkrebsmännchen.

Literatur

Petutschnig, J., Smole-Wiener, K., Moser, M., Kucher, T. & Wieser, G. (2000): Verbreitung der Flusskrebse in Kärnten - Grundlagenstudie für ein Artenschutzprogramm in Kärnten. Projektbericht. Klagenfurt (Institut für Ökologie und Umweltplanung), 96 S. + Anhang.

Weinländer, M. (2012): The alien crayfish *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria): invasiveness, threats and ecological effects. Thesis for the degree of doctor in natural sciences, Institute of ecology, University of Innsbruck.

Weinländer, M. (2007): Abiotische und biotische Charakterisierung von Kärntner Wildbächen mit und ohne Steinkrebse. Diplomarbeit am Institut für Zoologie und Limnologie, Leopold Franzens-Universität Innsbruck.

Anschrift des Verfassers:

Ingo Mohl · eb&p Umweltbüro GmbH
Bahnhofstraße 39/2 · A -9020 Klagenfurt am Wörthersee/Österreich
Tel: +43 (0)463 516614 · E-Mail: ingo.mohl@umweltbuero.at

Rolf Schatz

IG Dä Neu Fischer

Einleitung

Nachdem das Zuchtprogramm mit Steinkrebsen erfolgreich angelaufen ist, konnte nach dem Gontenbach, welchen wir im Jahr 2010 besetzten, nun mit dem Chräbsbach bereits der zweite Bach besetzt werden. Bei der Bestandskontrolle 2011 im Gontenbach konnten wir von den besetzten Steinkrebssömmerlingen keine mehr nachweisen. Augenfällig waren aber die vielen Bachforellen, welche wir ein Jahr zuvor nicht bemerkt hatten. Da die Bachforelle als Prädator gesehen werden muss, stimmte uns das nachdenklich.

Chräbsbach

So entschlossen wir uns, beim zweiten Versuch im Chräbsbach zuerst die Bachforellen abzufischen. Ende April 2012 konnten zu unserer Überraschung auf rund einem Kilometer Bachlänge 360 Bachforellen abgefischt werden, wovon die Größte sage und schreibe 53cm maß.



Erstbesatz im Chräbsbach

Im Juni 2012 setzen wir auf den ersten 400 Metern des Chräbsbaches 200 Steinkrebsjährlinge ein. Im Herbst 2012 folgten weitere 200 Steinkrebssömmerlinge, welche wir etwas weiter oben aussetzten.



Zweitbesatz im Chräbsbach



Bestandskontrolle 2013

Bei der Bestandskontrolle im Chräbsbach im August 2013 konnten wir einige Steinkrebse nachweisen. Insgesamt konnten wir etwa 20 Tiere sichten. Hier scheint es nun zu funktionieren und ein vorsichtiger Optimismus ist angezeigt. Auch den Gontenbach werden wir in diesem Herbst nochmals besetzen. Zuvor werden wir aber die Bachforellen abfischen.

Anschrift des Verfassers:

Rolf Schatz
IG Dä Neu Fischer
Sihltalstr. 60 · 8135 Langnau a/A
Schweiz
Tel: +41 (0) 79 413 29 46
E-Mail: rolfschatz@hispeed.ch

Wiederansiedlung und Krebssperrn als Schutzstrategien für Steinkrebs und Dohlenkrebs in Baden-Württemberg

Dr. Christoph Chucholl

Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS)

Einführung

Baden-Württemberg beherbergt mit Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) und Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) zwei seltene Flusskrebsarten, die in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet im Bestand abnehmen (Füreder et al. 2010a, b). Die Bestände in Baden-Württemberg sind ebenfalls rückläufig und gelten deshalb als „stark gefährdet“ (Steinkrebs) und als „vom Aussterben bedroht“ (Dohlenkrebs) (Chucholl und Dehus 2011). Ursachen für den anhaltenden Rückgang sind hauptsächlich invasive gebietsfremde Flusskrebse und die Krebspest (Chucholl und Dehus 2011, Filipová et al. 2013, Chucholl & Schrimpf in Vorbereitung). Eine Schlüsselrolle kommt dabei dem Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) zu, der aktiv in Oberlaufgewässer vordringen kann und dort zum Verschwinden von bisher isolierten Steinkrebs- und Dohlenkrebs-Vorkommen führt (Souty-Grosset et al. 2006, Bohl 2011, Chucholl und Dehus 2011). In Übereinstimmung mit den Beobachtungen im Freiland sagen Verbreitungsmodelle (MaxEnt) eine sehr große Überlappung zwischen der Verbreitung der heimischen *Austropotamobius*-Arten und der potenziellen Verbreitung des Signalkrebses voraus. Im Gegensatz zu den gebietsfremden *Orconectes*- und *Procambarus*-Arten, existieren bei Anwesenheit des Signalkrebses kaum mehr natürliche Refugien für Stein- und Dohlenkrebs (Manuskript in Vorbereitung). Ohne ein Eingreifen ist deswegen mit fortschreitender Ausbreitung der invasiven gebietsfremden Flusskrebse, speziell des Signalkrebses von einer weiteren, deutlichen Verschlechterung des Erhaltungszustands der beiden FFH-relevanten *Austropotamobius*-Arten auszugehen.

Hier werden zwei Modell-Projekte vorgestellt, die versuchen dieser Besorgnis erregenden Entwicklung durch komplementäre Strategien entgegen zu wirken. Im Projekt „Arche-Populationen für heimische Flusskrebse in Baden-Württemberg“ werden Steinkrebse und Dohlenkrebse in geschützten und geeigneten Lebensräumen wiederangesiedelt. Im Projekt „Fischökologische Auswirkungen von Krebssperrn“ wird der mögliche Zielkonflikt zwischen dem Schutz heimischer Flusskrebse durch Krebssperrn und dem Fischartenschutz beleuchtet. Im Fokus stehen dabei Auswirkungen auf die spezialisierte Fischfauna der Oberlaufgewässer, da Krebssperrn in Baden-Württemberg nur dort sinnvoll sind. Beide Projekte sind erst im Winter 2012/13 angelaufen, weshalb im Rahmen dieser Präsentation vorrangig die Projektinhalte und Methoden vorgestellt werden.

1. Wiederansiedlung – Arche-Populationen

In dem durch die Stiftung Naturschutzfonds (SNF) geförderten Modell-Projekt sollen erstmals Arche-Populationen des Steinkrebses und des Dohlenkrebses in verschiedenen Landesteilen von Baden-Württemberg aufgebaut werden. Als Arche-Populationen werden dabei isolierte Populationen im natürlichen Verbreitungsgebiet bezeichnet, die vor einer Einwanderung der invasiven

gebietsfremden Arten oder der Einschleppung des Krebspesterregers geschützt sind. Inhaltlich gliedert sich das Projekt in drei aufeinanderfolgende Phasen: In der ersten Phase wird die Verfügbarkeit und Eignung potenzieller Zielgewässer (Besatzgewässer) durch ausführliche Machbarkeitsstudien geprüft. In der zweiten Phase wird der eigentliche Besatz durchgeführt und in der dritten Phase wird schließlich der Besatzerfolg evaluiert. Um eine hohe Reproduzierbarkeit zu gewährleisten, wird ein Leitfaden mit objektiven Entscheidungs-Kriterien entwickelt (vgl. Kemp et al. 2003).

Der lange Weg zum Zielgewässer

Das Gelingen einer Ansiedlung hängt entscheidend von der Eignung des Zielgewässers ab (Kemp et al. 2003), weshalb der ersten Projekt-Phase eine besondere Gewichtung zukommt. Potenzielle Zielgewässer werden eingehend untersucht, um hohe Erfolgsaussichten sicherzustellen (schematisch zusammengefasst in Abbildung 1).

Wesentliche Kriterien der gewässerspezifischen Prüfung sind:

- Lage im natürlichen Verbreitungsgebiet
- Risikofaktoren (Gefahr der Einwanderung invasiver gebietsfremder Flusskrebse, Gefahr der Krebspesteinschleppung, potenziell negative Einflüsse durch Landnutzung)
- Lebensraumqualität (Gewässergüte, strukturelle Ausstattung, Hydrologie).

Wichtige methodische Elemente sind dabei Artverbreitungsmodelle (MaxEnt SDMs), eine fortlaufend aktualisierte Datenbank der Flusskrebsvorkommen (FiAKa), sowie in situ Untersuchungen und Kartierungen. Die hierzu notwendigen Freilandarbeiten werden aktuell durchgeführt, wobei für den Steinkrebs bisher vier gut geeignete Zielgewässer identifiziert wurden. Zwei dieser Zielgewässer sind „Krebsbäche“, also Bäche, deren Namen sich wahrscheinlich von ehemaligen Steinkrebsvorkommen ableiten.

Die Festlegung der Zielgewässer erfolgt außerdem in enger Abstimmung und mit Unterstützung der Naturschutz- und Fischereibehörden, der Gewässerpächter, sowie anderen lokalen Interessengruppen, wie z.B. Fischerei- oder Naturschutzvereinen. Durch diese Aufklärungsarbeit und lokale Unterstützung sollen die Erfolgsaussichten weiter verbessert werden, beispielsweise mit Blick auf Seuchenprophylaxe.



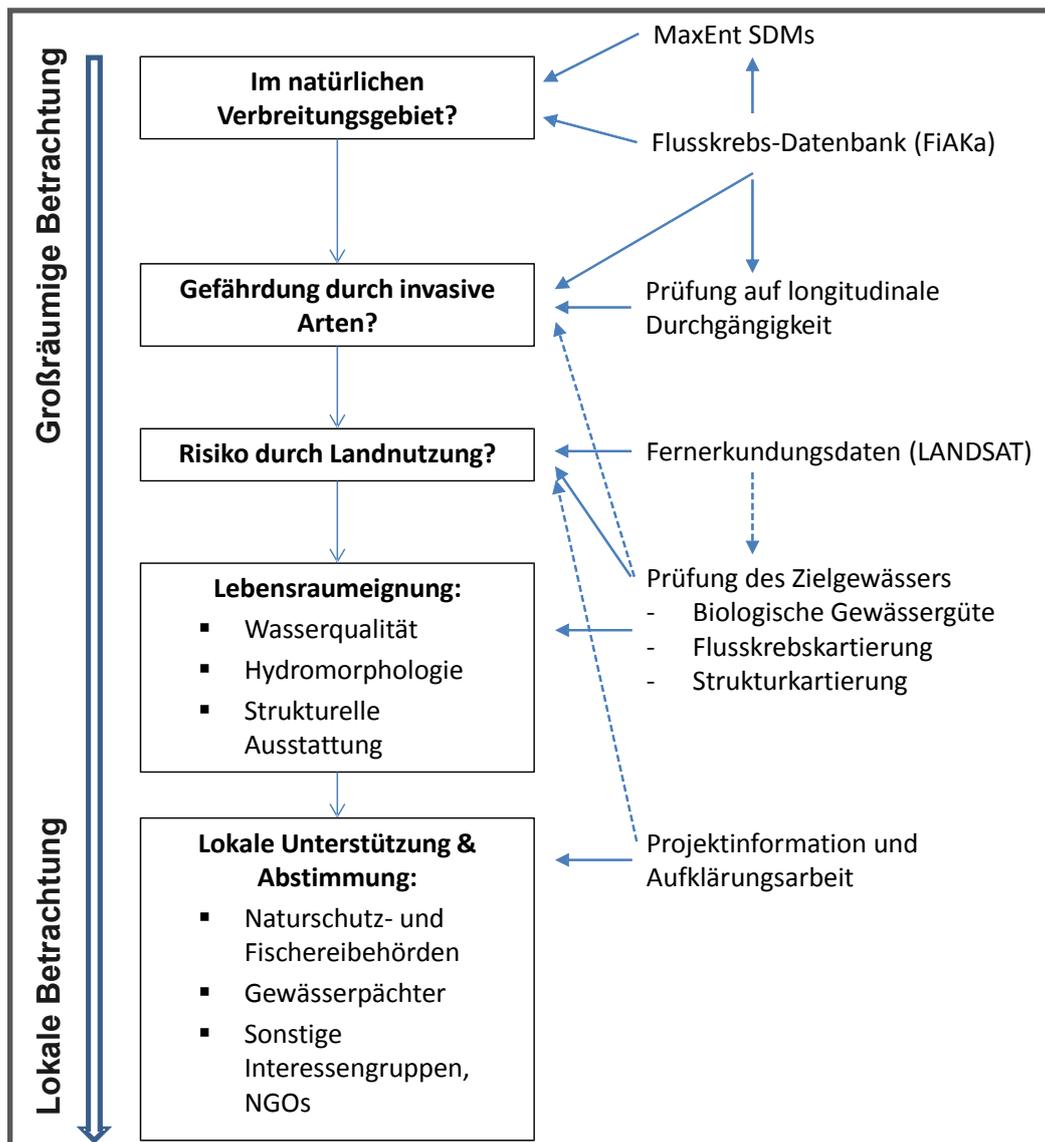


Abb. 1: Schematischer Ablauf und Methodik der Machbarkeitsstudien zur Wiederansiedlung von Steinkrebs und Dohlenkrebs.

Besatztiere aus autochthonen Stammpopulationen

Im zweiten Projektjahr, d.h. ab 2014, soll die Ansiedlung in den sechs am besten geeigneten Zielgewässern durchgeführt werden (je drei für Dohlen- und Steinkrebs). Die benötigten Besatztiere werden dabei aus sogenannten Stammpopulationen entnommen. Diese Stammpopulationen sind autochthone, intakte Populationen in demselben Haupteinzugsgebiet wie das Zielgewässer.

Vor der Ansiedlung werden im Zielgewässer geeignete Versteckmöglichkeiten für Flusskrebse geschaffen, zum Beispiel durch Auflockerung der Steinauflage oder dem Einbringen von lückigem Substrat (Kemp et al. 2003). Für jedes Zielgewässer werden anschließend insgesamt mindestens 50 Besatztiere aus einer oder mehreren Stammpopulationen gesammelt. Um die Vitalität der Stammpopulationen nicht zu gefährden darf dabei aus jedem Gewässer maximal 10% der geschätzten Gesamtpopulation entnommen werden. Die gesammelten Besatztiere werden vor dem Besatz vermessen, auf etwaige Anzeichen von Krankheiten untersucht und anschließend in die am besten geeigneten Habitate im Zielgewässer entlassen.

Monitoring und Evaluierung

Im dritten Projektjahr wird der Besatz in den Zielgewässern fortgeführt und der Erfolg der Ansiedlung evaluiert. Nach dem Besatz soll in den Zielgewässern ein Monitoring durchgeführt werden, um die räumliche Ausbreitung und den Ansiedlungserfolg zu untersuchen. Dabei werden schonende Methoden wie nächtliche Sichtzählungen angewendet, um unnötige Störungen zu vermeiden. Als Erfolgskriterien werden insbesondere eine hohe Wiederauffinderate und eine erfolgreiche Reproduktion im Zielgewässer definiert.

2. Krebsperren – fischökologische Betrachtung

Die einzige erfolgversprechende Strategie zum langfristigen Schutz der heimischen Flusskrebse vor der Verdrängung durch invasive Flusskrebse sind Krebsperren (Ellis 2005; Dana et al. 2011). Krebsperren sind für Flusskrebse unpassierbare Einrichtungen, die ein Vordringen von invasiven Arten, speziell Signalkrebsen, in Steinkrebs- und Dohlenkrebshabitate langfristig verhindern sollen. Steinkrebse und Dohlenkrebse besiedeln in Baden-Württemberg beinahe ausschließlich kleine Oberlaufgewässer (Epirhithral) (Chucholl und Dehus 2011), die auch natürlicherweise oft undurchgängig sind (bspw. durch Abstürze). Hier könnten Krebsperren wirksam sein, ohne das ökologische Gefüge nachhaltig zu zerstören.

Krebsperren stellen einen Eingriff in das natürliche Gewässerkontinuum dar (Ellis 2005; Dana et al. 2011). Sie verändern lokal abiotische Habitat-Eigenschaften und behindern die stromaufwärtsgerichtete Wanderung der Gewässerfauna (Mueller et al. 2011). Davon betroffen ist auch die Fischfauna der Oberlaufgewässer, die natürlicherweise nur wenige, an die dort herrschenden spezifischen Verhältnisse angepasste Arten umfasst, zu denen allerdings auch die FFH-Arten Groppe (*Cottus gobio*-Komplex) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*) zählen. Eine umfassende Betrachtung der möglichen fischökologischen Auswirkungen von Krebsperren ist folglich notwendig (vgl. Ellis 2005).

Das Ziel: Landesweite Bewertung

Ein zentraler Projektbestandteil ist daher eine detaillierte Situationsanalyse für Baden-Württemberg. In dieser wird anhand von aktueller und vorhergesagter Verbreitung der Fisch- und Flusskrebarten untersucht, wo Krebsperren zum Schutz heimischer Flusskrebse notwendig sind, beziehungsweise in naher Zukunft sein werden, und welche Fischarten in welchem Umfang von diesen Krebsperren betroffen wären. Grundlagen für diese Betrachtung sind wiederum Artverbreitungsmodelle (MaxEnt SDMs) und die landesweite FiAKa-Datenbank. Detail-Aspekte werden zudem in Freilandstudien aufgegriffen.

Bisherige Einzelfallbetrachtungen zeigen, dass der scheinbare Zielkonflikt zwischen Fischartenschutz einerseits und dem Einsatz von Krebsperren zum Schutz von heimischen Flusskrebarten andererseits durch eine angepasste Standortwahl der Krebsperren auch weitgehend vermieden werden kann. Werden Krebsperren etwa unmittelbar an den heimischen Flusskrebsbeständen vorgesehen, sind die Auswirkungen auf Fische oft sehr gering. Auf das Gesamteinzugsgebiet eines Gewässersystems betrachtet werden so nur sehr kleine Oberlaufregionen isoliert, in denen Fische natürlicherweise nicht mehr nennenswert vertreten sind (siehe Abbildung 2).

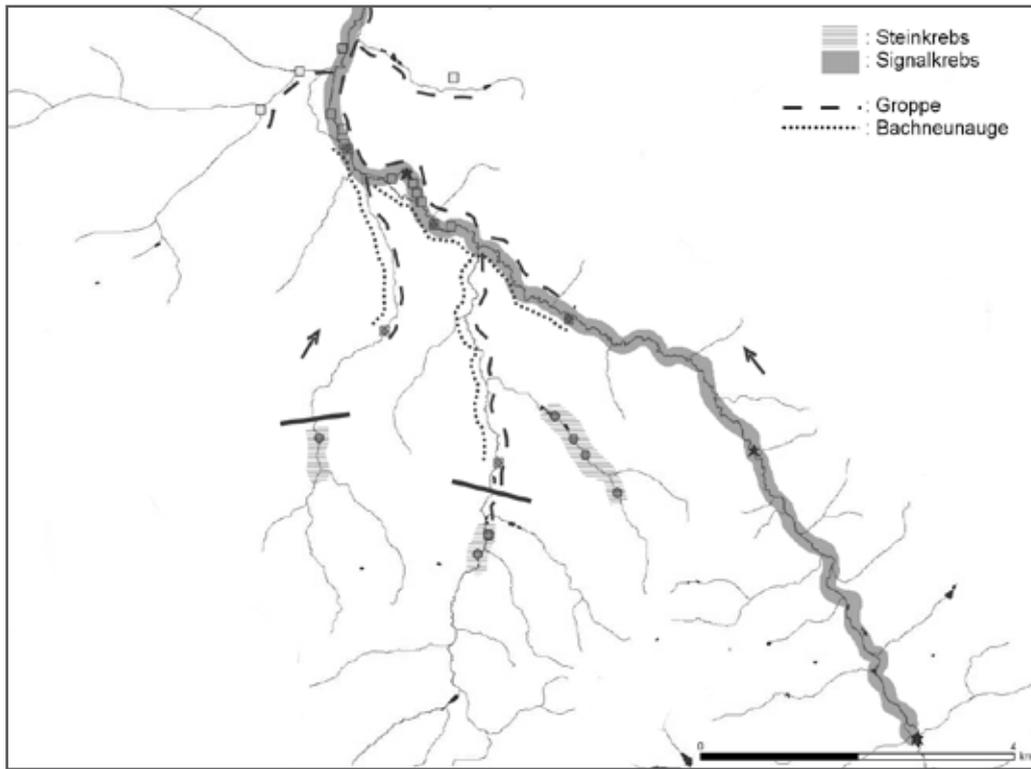


Abb. 2: Exemplarische Situation in Baden-Württemberg (Brettach-System): Ein expansiver Signalkrebsbestand (dunkelgrau) im Vorfluter gefährdet den Fortbestand von Steinkrebspopulationen in kleinen Seitengewässern (schraffiert).

Zwei der Steinkrebsbestände ließen sich durch einen Umbau von bereits vorhandenen Pegelbauwerken in effektive Krebssperrern (dicke Striche) langfristig schützen. Auswirkungen auf die FFH-relevanten Fischarten Bachneunauge (gestrichelt) und Groppe (gepunktet) wären nach aktueller Datenlage nicht zu erwarten, bzw. vernachlässigbar gering. Pfeile zeigen in Fließrichtung.

Literatur

Bohl, E., 2011. Der Steinkrebs in Bayern. Forum Flusskrebse 16: 36–42

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

Chucholl, C., Schrimpf, A.. Decline of endangered Stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in southern Germany is likely driven by spread of invasive alien species and intensified land use. Manuskript in Vorbereitung.

Dana, E.D., García-de-Lomas, J., González, R., Ortega, F., 2011. Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. Ecological Engineering 37: 1607–1613

Ellis, M.J., 2005. Crayfish Barrier Flume Study – Final Report. US FWS, Spring River, Ecological Sciences, 56 pp

Filipová, L., Petrusek, A., Matasova, K., Delaunay, C., Grandjean, F., 2013. Prevalence of the Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces astaci* in Populations of the Signal Crayfish

Pacifastacus leniusculus in France: Evaluating the Threat to Native Crayfish. PLOS ONE 8: e70157

Füreder, L., Gherardi, F., Holdich, D., Reynolds, J., Sibley, P. & Souty-Grosset, C. 2010a. *Austropotamobius pallipes*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.

<www.iucnredlist.org>. Downloaded on 30 July 2013.

Füreder, L., Gherardi, F. & Souty-Grosset, C. 2010b. *Austropotamobius torrentium*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 30 July 2013.

Kemp, E., Birkinshaw, N., Peay, S., Hiley, P.D. 2003. Reintroducing the White-clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes*. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 1. English Nature, Peterborough.

Mueller, M., Pander, J., Geist, J., 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. Journal of Applied Ecology 48: 1450–1461

Souty-Grosset, C. et al. (Eds.) 2006. Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 pp.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Christoph Chucholl
Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg
Argenweg 50/1
D- 88085 Langenargen
Tel: +49 (0)7543 9308 321
E-Mail: cchucholl@aol.com



Steinkrebse in Vorarlberg – Wiederansiedlungsversuche im Rahmen des Artenschutzprojektes

C. Berger^{1,2} und Prof. Dr. L. Füreder¹

¹ Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz

² River Ecology and Conservation, Institute of Ecology, University of Innsbruck

1. Einleitung

Die in Zentraleuropa heimischen Flusskrebse, zu denen der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*, Schrank 1803) zählt, waren bis ins 19. Jahrhundert weit verbreitet (Holdich 2002). Zahlreiche, überwiegend auf den Menschen zurückgehende Faktoren haben ihn auf einzelne Reliktstandorte zurückgedrängt, so dass er in vielen Staaten, auf die sich sein natürliches Verbreitungsgebiet erstreckt, zwischenzeitlich durch Rechtsvorschriften unter Schutz steht. So auch im EU-Mitgliedstaat Österreich, für den in diesem Zusammenhang die FFH-Richtlinie (E.R. 2007) sowie gestützt darauf die landesrechtlichen Naturschutzgesetze zu nennen sind.

Naturschutzrechtliche Vorschriften zeichnen sich vielfach dadurch aus, dass das Schutzziel durch Gebote und Verbote erreicht werden soll. Die auf die EU-rechtliche FFH-Richtlinie zurückgehenden Vorschriften weisen insofern eine Besonderheit auf, als die Mitgliedstaaten zum einen zur Ausweisung von Schutzgebieten (sog. Natura 2000-Gebieten) verpflichtet sind, zum anderen, dass sie angehalten sind, die zur Erreichung des sog. „günstigen Erhaltungszustandes“ notwendigen Maßnahmen zu treffen (E.R. 2007). Dieses Konzept geht insofern über den klassischen behördlichen Naturschutz hinaus, als aktive Pflege- und Verbesserungsmaßnahmen in die Wege zu leiten sind, um den geforderten Erhaltungszustand zu bewahren oder allenfalls wieder herzustellen.

Vor diesem Hintergrund wurde im österreichischen Bundesland Vorarlberg (Abb. 1) im Jahr 2009 ein Forschungs- und Artenschutzprojekt für den Steinkrebs initiiert. Wie bei der ForumFlusskrebse-Tagung 2011 in Schaffhausen eingehend berichtet, umfasst dieses Projekt folgende Ziele:

- Erhebung der aktuellen Verbreitungssituation des Steinkrebse im Landesgebiet
- Untersuchung der Habitatqualität und -größe sowie der Populationsgröße an den einzelnen Standorten
- Genetische Untersuchungen von mtDNA (Phylogeographie) sowie ncDNA (genetische Variabilität innerhalb von Populationen)
- Erarbeitung von Maßnahmen für eine nachhaltige Schutzstrategie

Auf Grund der bisherigen Untersuchungen sind im Landesgebiet derzeit 14 Steinkrebspopulationen bekannt. Eine eingehende Habitat- und Populationsstudie zeigte, dass sieben dieser Populationen einen Gewässerabschnitt von ≤ 300 m besiedeln. Neben der Größe der Habitate erweisen sich ein unzureichender Uferbewuchs und ein erhöhtes Risiko von Einträgen aus dem Umland als die größten Risikofaktoren. Populationserhebungen an 10 Standorten zeigten, dass sechs Bestände von < 1500 Individuen besiedelt werden. Nur ein einziges Gewässer beherbergte eine Population von mehr als 10.000 Individuen (Berger und Füreder 2013, Publ. eingereicht). Die bis dato gewonnenen Ergebnisse der Untersuchungen eines Abschnittes des COI-Gens der mtDNA

zeigten eine auffallende Homogenität der Vorarlberger Steinkrebs-Bestände im Vergleich zu süddeutschen Beständen (Schubart und Huber 2006). Dies deutet darauf hin, dass es sich um native Bestände handelt, die nicht durch anthropogene Einflüsse durchmischt wurden. Ausgehend von diesen Rahmenfaktoren wurden zwischenzeitlich erste Schritte für den Schutz des Steinkreb- ses angestellt. Nachdem sich gezeigt hatte, dass an den existierenden Standorten auf Grund der umgebenden Landnutzung und der damit verbundenen Sachzwänge Maßnahmen zur Habitatver- besserung nur schwer umsetzbar sein werden, zielen die aktuellen Aktivitäten primär darauf ab, Steinkrebspopulationen an geeigneten Gewässern (wieder-) anzusiedeln. Damit soll der Versuch unternommen werden, die Verbreitung dieser Art im Landesgebiet wieder auszudehnen und damit einen Beitrag zu deren langfristiger Erhaltung zu leisten.

Zwei Pilotversuche wurden in den Jahren 2012 und 2013 begonnen, die im Folgenden näher vor- gestellt werden.

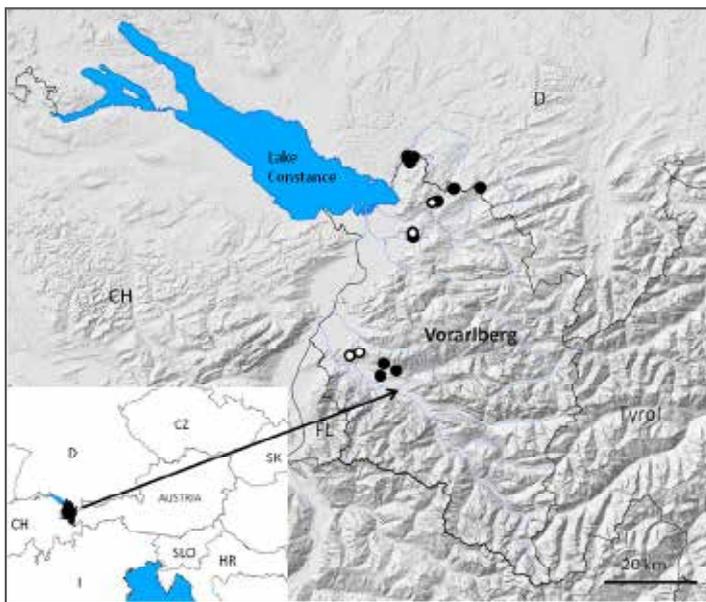


Abb. 1: Bekannte Steinkrebs-Standorte in Vorarlberg (Österreich).
Schwarz: Standorte mit Habitateinschätzung und Erhebung der Populationsgröße.
Weiß: Standorte mit Habitateinschätzung, jedoch ohne Erhebung der Populationsgröße.

2. Methodik

2.1. Ausgangslage:

Pilotversuch 1: Der Weißenhubenbach (WHB) beherbergt den größten derzeit bekannten Steinkrebsbestand im Landesgebiet. Die Populationsgröße erscheint für eine Entnahme und den Transfer von Individuen geeignet. Noch vor dem Vorliegen der Ergebnisse zu den ncDNA-Analysen, jedoch unter der Annahme, dass die Populationsgröße eine ausreichende genetische Variabilität impliziert, wurde 2012 eine Wiederansiedelung ausgehend vom WHB-Bestand versucht.

Pilotversuch 2: Der Dreielgraben (DAG) fließt auf lediglich 210 m als offenes Gerinne und wird von einem Drainagerohr (landwirtschaftliche Entwässerung) und einigen Siedlungsentwässerungen gespeist. Auf Grund anthropogener Faktoren, v.a. einer rasanten Verbauung des unmittelbaren Umlandes, sind das Gewässer und der Steinkrebsbestand einem zunehmenden Risiko ausgesetzt. Trotz einer experimentell ermittelten Populationsgröße von nur 750 Individuen, soll dieser Bestand 2013 als Donorpopulation für eine Wiederansiedelung herangezogen werden. Es wird versucht, sukzessive einen weiteren Standort, unter Umständen als Ersatzstandort, aufzubauen.

2.2. Zielgewässer:

Es wurde das Ziel verfolgt, ausgehend vom jeweiligen Standort der Donor-Population jeweils ein möglichst nahe gelegenes Zielgewässer innerhalb des lokalen Einzugsgebietes zu finden. Dies unter der Annahme, dass die räumliche Nähe ähnliche Lebensraumparameter impliziert. Folgende Faktoren wurden bei der Einschätzung der Eignung eines Gewässers berücksichtigt:

- Gefälle und Wasserfracht, Geschiebedynamik
- Gewässermorphologische Ausstattung
- Uferbegleitvegetation
- Umlandnutzung
- Temperaturregime
- Wasserchemie
- Kein vorhandener Krebsbestand (heimisch/ invasiv)

Nach einer Grobeinschätzung mancher Faktoren anhand von aktuellen Luftbildern (GIS-Software) erfolgten Erhebungen sowie Tages- und Nacht-Begehungen vor Ort. Zur Untersuchung des Temperaturregimes wurden Temperatursonden über mehrere Tage bis Wochen gesetzt, wobei stets parallele Vergleichsmessungen am Donor- und am potentiellen Ziel-Gewässer durchgeführt wurden.

2.3. Besatzmaterial:

Der Besatz der Zielgewässer erfolgte mit Adulttieren sowie Sömmerlingen. Beim ersten Versuch im Jahr 2012 wurden im Sommer insgesamt 101 Adulttiere eingesetzt, wobei das m/w-Verhältnis 1/2,4 betrug. Anfang November 2012 wurden Sömmerlinge eingesetzt, welche das Ergebnis einer erfolgreichen Aufzucht unter künstlichen Bedingungen waren. Diese wurden von Juni bis November gehalten (s. 2.4.). Im Sommer 2013 wurden weitere 50 Adulttiere eingesetzt, um den Bestandsaufbau zu unterstützen. Derzeit werden wiederum Brütlinge aufgezogen, um sie im Spätherbst einzusetzen. Auch für den zweiten Pilotversuch, der im Jahr 2013 gestartet wurde, wird diese Strategie des gemischten Besatzes mit Adulttieren und Sömmerlingen verfolgt.

2.4. Brütlingaufzucht:

Im Jahr 2012 wurden die Brütlinge durch den Fang Eier-tragender Weibchen der Donor-Population im Mai gewonnen. Um den Zeitraum der Weibchenhaltung zu verkürzen, wurden im Jahr 2013 die Fänge erst im Juni durchgeführt. Beim ersten Versuch (WHB, 2012) wurden 37 Eier-tragende Weibchen gefangen, in Längsstrombecken der Fischzuchtanlage des Landes Vorarlberg überführt und dort bis zum Schlüpfen und der anschließenden ersten Häutung der Jungkrebse gehalten.

Im Jahr 2013 konnten aus dem WHB auf Grund schlechter Sichtbedingungen 19 Weibchen gewonnen werden (geschätzte Eierzahl: 500), während aus dem DAG 29 Weibchen mit einer geschätzten Anzahl an 1.100 Eiern in die Längsstrombecken überführt wurden.

Im Anschluss an das Schlüpfen und die Trennung der Brütlinge von den Muttertieren wurden letztere in das Stammgewässer zurückgesetzt. Die Brütlinge wurden bis zum Spätherbst in den Becken gehalten, wobei ihnen Ziegel und Teile von Hohlkammerplatten als Verstecke angeboten wurden (Abb. 2). Die Kontrolle, Fütterung und Reinigung der Becken erfolgte im Abstand von zwei bis drei Tagen. Während der Haltung der Tiere wurden durchgehend parallele Temperaturmessungen zwi-

schen dem Entnahmegewässer und dem Aufzuchtbecken durchgeführt. Die Fütterung erfolgte anfangs mit Zooplankton, das im gefrorenen Zustand kommerziell erhältlich ist. Nach wenigen Wochen wurden vermehrt Rote Zuckmückenlarven aus dem Tierhandel gefüttert. Ergänzend wurden einige Laubblätter sowie zerkleinerte Maiskörner als Futter angeboten.

Die Wasserversorgung erfolgte durch eine stetige Frischwasserzufuhr, wobei Grundwasser und Bodenseewasser gemischt wurden. Dies ließ eine Temperatursteuerung zu.

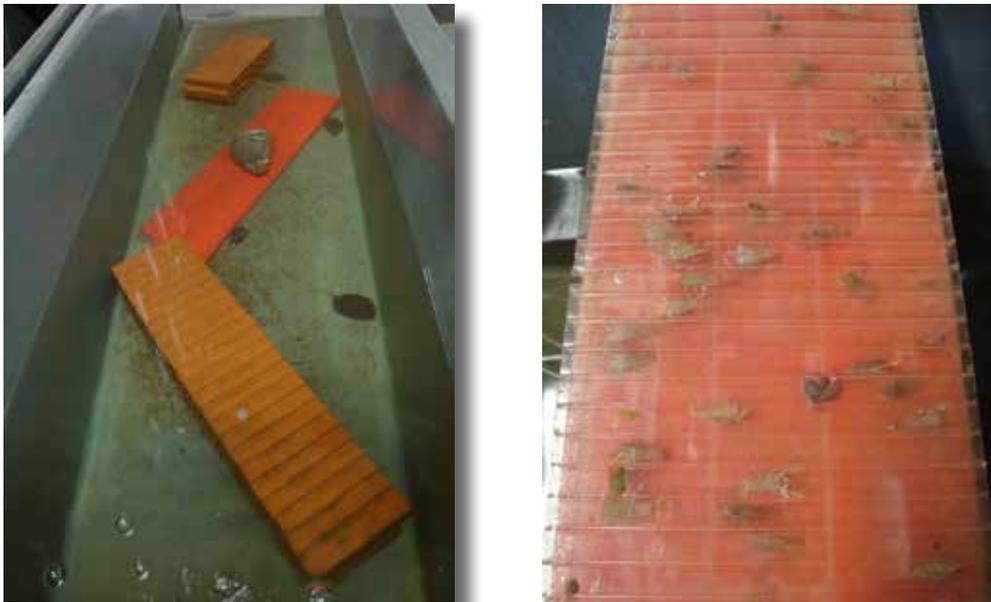


Abb. 2: Haltung der Brütlinge in Längsstrombecken (links). Hohlkammerplatten erwiesen sich als beliebte Aufenthaltsorte für die Brütlinge (rechts).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Zielgewässer:

In der Praxis zeigte sich, dass das Auffinden geeigneter Zielgewässer im Untersuchungsraum ein schwieriges Unterfangen darstellt. Dies ist im Wesentlichen auf zwei Faktoren zurückzuführen, die in ihrer Wirkung ineinandergreifen:

1) Das Bundesland Vorarlberg liegt am nördlichen Rand des Alpenbogens. Dies hat zur Folge, dass viele Gewässer auf Grund der natürlichen Geländesituation nicht als Zielgewässer in Frage kommen, da sie einer zu hohen Wasser- und Geschiebedynamik unterliegen. Die potentiell geeigneten Steinkrebstgewässer befinden sich dagegen in den Talböden und Hangbereichen mit gemäßigter Hangneigung.

2) Die Talböden Vorarlbergs jedoch sind sehr dicht besiedelt und wurden die Steinkrebse von ihren früheren Habitaten durch Gewässerregulierungen längst verdrängt. Bereiche, die für Siedlungen und Wirtschaftsareale nicht genutzt werden oder nicht geeignet sind (gemäßigte Steigung), werden zu einem Großteil für landwirtschaftliche Zwecke verwendet. Die Landwirtschaft wiederum nahm bereits in der Vergangenheit durch großräumige Entwässerungen, Gewässerverrohrungen und Ufergehölzbeseitigungen großen Einfluss auf die Gewässerstrukturen und steht damit in einem Konkurrenzverhältnis zu potentiellen Steinkrebshabitaten. Bis dato wurden im Nahbereich geeigneter Donor-Populationen rund 25 Gewässer durch Begehungen und / oder Untersuchungen auf ihre Eignung überprüft. Davon wurden lediglich zwei Gewässer als geeignet erachtet.

Ein nachhaltiges Schutzkonzept sollte jedoch eine deutlich höhere Anzahl an Wiederansiedelungen vorsehen.

3.2. Temperaturregime:

Die simultanen Temperaturmessungen an Donor- und möglichen Zielgewässern sind unseres Erachtens ein unabdingbarer Schritt beim Auffinden geeigneter Ansiedlungsstandorte. Wie in Abbildung 3 exemplarisch dargestellt, lassen sich mittels Langzeitmessungen Unterschiede im Temperaturregime verschiedener Gewässer nachweisen. Der Beispielsfall a) zeigte, dass das potentielle Zielgewässer (FB) selbst im Hochsommer im Durchschnitt 10,5°C nicht überstieg und auch kaum Tagesamplituden zeigt. Dies dürfte durch einen starken Quelleinfluss zu erklären sein. Obwohl hinsichtlich der Gewässermorphologie und der anthropogenen Risikofaktoren nahezu optimal geeignet, war das Gewässer folglich für eine Wiederansiedelung auszuschließen. Die untere Graphik (b)) zeigt wiederum das Ergebnis der Temperaturmessung an einem Donor- und zwei potentiellen Zielgewässern. Hinsichtlich des Temperaturregimes erwiesen sich beide Gewässer als geeignet, da eine sehr große Ähnlichkeit zum Donorgewässer bestand.

Die Ergebnisse zum Temperaturregime sind insofern aufschlussreich, als die sommerliche Wassertemperatur von entscheidender Bedeutung für das Wachstum der Krebse ist (Pöckl 1998). Wassertemperaturen von 15 bis 18°C müssen für eine gewisse Zeit vorliegen, damit sich die Krebse regelmäßig häuten. Im ersten gezeigten Fall war davon auszugehen, dass am neuen Standort kein Wachstum initiiert würde. Es wurden folglich keine weiteren Untersuchungen zur Eignung angestellt.

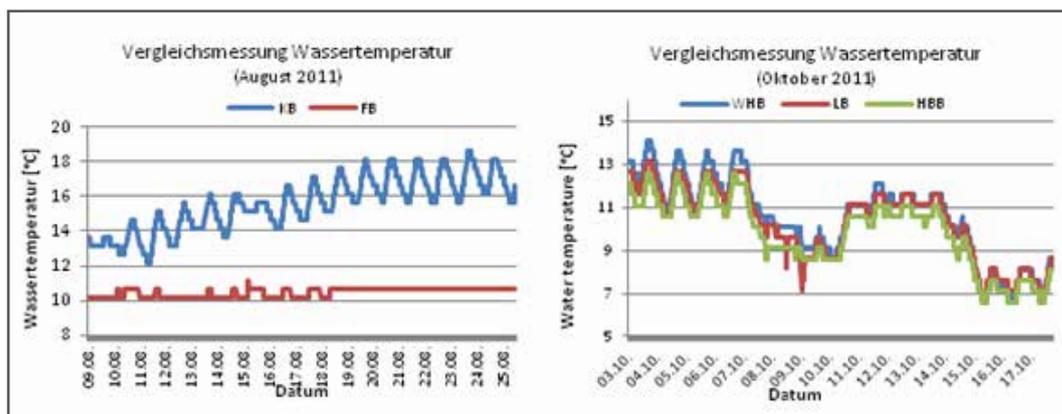


Abb. 3: Beispielhafte Darstellung von Langzeitmessungen der Wassertemperatur an Donor- und potentiellen Zielgewässern.

3.3. Bestockungsmaterial:

Mit dem Ansatz sowohl Adulttiere als auch Brütlinge einzusetzen, sollten die jeweils in der Literatur berichteten Vor- und Nachteile der beiden Altersklassen kompensiert werden.

So wird von Adulttieren berichtet, dass sie eine höhere Überlebenschance haben, dass sie jedoch andererseits vereinzelt das Gewässer verließen, um das Ursprungsgewässer aufzusuchen. Von Sommerlingen wiederum ist eine höhere Anpassungsfähigkeit an ein neues Habitat zu erwarten, jedoch sind sie gleichzeitig einem deutlich höheren Prädationsdruck ausgesetzt (Souty-Grosset et al. 2010; Taugbol und Peay 2004).

Im ersten Pilotversuch wurde darauf geachtet, die Entnahmemenge < 10% der Population zu halten, um die Donor-Population nicht zu sehr zu dezimieren (Schulz et al. 2002).

Im zweiten Pilotversuch könnte die 10%-Grenze voraussichtlich erreicht werden. Auf Grund der akuten Gefahr für die Population wird jedoch der Schaffung eines Alternativstandortes höheres Gewicht beigemessen. Dass eine höhere Anzahl weiblicher Tiere eingesetzt wurde, ist damit zu erklären, dass ein Männchen mehrere Weibchen begatten kann. Ein Überschuss weiblicher Tiere könnte sich für die Reproduktion somit positiv auswirken.

3.4. Brütlingaufzucht

Im Herbst des Jahres 2012 konnten letztlich 285 Sömmerlinge in das Zielgewässer eingesetzt werden. Diese erreichten im Mittel eine Totallänge von 1,94 cm (n=34). Zur Ausbeute im Jahr 2013 liegen derzeit noch keine Zahlen vor. Über die Optimierung der Versteckstrukturen sowie der Wassertemperatur wird derzeit versucht, das Wachstum etwas zu beschleunigen.

Die notwendige Infrastruktur vorausgesetzt (Längsstrombecken, Wasserversorgung), stellte sich die Aufzucht der Brütlinge letztlich als zeitaufwändiges, aber technisch wenig schwieriges Unterfangen dar. Aus den gewonnenen Erfahrungen des erstmaligen Versuches wurden folgende Aspekte als bedeutend erachtet, um den Ertrag in den Folgejahren zu optimieren:

Die Strategie, Eiertragende Weibchen zu Sommerbeginn zu entnehmen erwies sich als erfolgreiche Methode, um Sömmerlinge zu gewinnen. Dies ist deutlich weniger zeit- und kostenintensiv als die ganzjährige Haltung der Krebse. Die Eiertragenden Weibchen sollten möglichst spät aus dem Gewässer entnommen werden. Ein unnötig langer Aufenthalt unter künstlichen Bedingungen stellt ein erhöhter Stress dar und führt leicht zu Eiverlusten. Die Futtermenge für die Weibchen ist auf ein Minimum zu reduzieren. Die Tiere sind in dieser Zeit wenig aktiv und nehmen kaum Nahrung zu sich. Eine große Futtermenge bedeutet ein höheres Verschmutzungsrisiko. Dies hat einen höheren Reinigungsaufwand zur Folge, was wiederum mehr Stress bedeutet. Den Brütlingen sind genügend Versteckmöglichkeiten zu bieten. Sie zeigen sich von Anfang an aggressiv und daher sind zur Senkung der Verletzungsrate zu häufige Kontakte zu vermeiden. Die Fütterung mit Zooplankton und Chironomiden als primäre Nahrungsquelle erwies sich als einfache und effektive Methode. Wiederum ist die Futtermenge zu dosieren, um den Reinigungsaufwand und damit Stressfaktor möglichst gering zu halten.

Literatur:

Berger C. und Füreder L. (2013). Linking species conservation management and legal species protection: a case study on stone crayfish. *Freshwater Crayfish*, Publ. eingereicht.

Holdich DM (ed.) (2002). Present distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries.

Bull. Fr. Pêche Piscic. 367: 611-650. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, konsolidierte Version vom 01.01.2007: <http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/>

Pöckl M. (1998). Häutung und Wachstum von Flusskrebse. In: *Flusskrebse Österreichs*.

Eder E. und Hödl W. (eds.). *Stapfia 58*, Gutenberg, Linz, Austria.

Schulz R., Stucki T. Souty-Grosset C. (2002). Roundtable Session 4A: Management: Reintroduction and restocking. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 367: 917-922.

Schubart C.D. und Huber M.G.J. (2006). Genetic comparisons of German populations of the

stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Crustacea: Astacidae). Bull.Fr. Pêche Piscic. 380-381: 1019-1028.

Souty-Grosset C., Reynolds J.D. (2010). Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. KMAE: 394-395, 01.

Taugbol T. And Peay S. (2004). Roundtable Session 3: Reintroduction of native crayfish and habitat restoration. Bull. Fr. Pêche Piscic. 372-373: 465-471.

Anschriften der Verfasser:

C. Berger

Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz

Jahnstraße 13-15

6901 Bregenz, Österreich

E-Mail: christian.berger@vorarlberg.at

Prof. Dr. L. Füreder

River Ecology and Conservation, Institute of Ecology, University of Innsbruck

Technikerstraße 25

6020 Innsbruck, Österreich

E-Mail: Leopold.Fuereder@uibk.ac.at

Aktuelle Verbreitung der dekapoden Krebsarten in Hessen

Christoph Dümpelmann

Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie Marburg

Im Rahmen der Erstellung des ersten Hessischen Fischartenatlases, der auch die Artengruppen Krebse und Muscheln beinhaltet, wurden alle bekannten Daten zu aktuellen Vorkommen dekapoder Krebse in Hessen gesammelt, hinsichtlich ihrer Datenqualität überprüft und in die Datenbank „natis“ bei Hessen-Forst/FENA eingespeist. Neben den landesweiten Erfassungen der beiden einheimischen Arten Edelkrebs und Steinkrebs, welche im Auftrag von Hessen-Forst/FENA erfolgten (Gimpel 2005, Gimpel & Hugo 2005, 2007, 2008), resultierten die meisten Datensätze aus einer umfangreichen Erfassung im hessischen Lahnsystem (Dümpelmann & Bonacker 2007-2013) sowie aus der flächenhaften Krebskartierung im Hessischen Biosphärenreservat Rhön im Rahmen der dortigen Wiederansiedlung des Edelkrebses (Dümpelmann 2005-2013).

Weitere Daten wurden aus Gutachten, Beifängen bei Elektrofischungen sowie zahlreichen privaten Erhebungen und Zufallsfunden gewonnen. Zum Schließen von größeren Erfassungslücken bzw. zur Verbreitung bestimmter Arten erfolgten zusätzlich gezielte Erfassungen im Jahr 2012 im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

(Auftraggeber Fischartenatlas Hessen). Der Steinkrebs (*A. torrentium*) kommt in Hessen relativ konzentriert in zwei Bereichen in meist kleineren Beständen vor (Taunus und Odenwald). Diese sind z.T. durch Signalkrebsvorkommen in unterhalb gelegenen Bachabschnitten stark gefährdet. Der Edelkrebs (*A. astacus*) ist besonders in Mittelhessen weiter verbreitet, jedoch beschränken sich sehr viele Vorkommen auf Besatzmaßnahmen. Die meisten Bestände sind klein und voneinander isoliert; in Einzelfällen durch die Ausbreitung von Signalkrebsbestände gefährdet.

Neben den beiden einheimischen Arten treten sechs gebietsfremde Arten auf. Während der Marmorkrebs (*P. fallax f. virginalis*) aktuell nur in einer Freilandpopulation nachgewiesen wurde, ist der Rote Amerikanische Sumpfkrebs (*P. clarkii*) besonders in den südhessischen Abgrabungsgewässern der Rhein- und Mainau bereits mäßig verbreitet. Die Wollhandkrabbe (*E. sinensis*) erreicht im hessischen Rhein fast ihre südliche Verbreitungsgrenze in diesem Flusssystem und ist selten. Der Galizische Sumpfkrebs (*A. leptodactylus*) ist in Hessen auf Stillgewässer beschränkt, unregelmäßig verbreitet und nicht häufig. Der Kamberkreb (*O. limosus*) ist in allen großen Fließgewässern ab der Barbenregion abwärts weit verbreitet und tritt zudem in vielen Stillgewässern auf. Der Signalkrebs (*P. leniusculus*) ist die in der Fläche Hessens am weitesten verbreitete Krebsart. Sie besiedelt kleinere Fließgewässer bis hinauf in die Quellregionen sowie Stillgewässer. Die bestehenden Bestände des Signalkrebes stellen durch Ausbreitung in die Lebensräume der beiden einheimischen Arten die größte aktuelle Bedrohung für Stein- und Edelkreb dar. Vom sowohl in Rheinland-Pfalz als auch in Baden-Württemberg im Rhein auftretenden Kalikokrebs (*O. immunis*) gelangen trotz Nachsuchen bisher noch keine Nachweise in Hessen. Es ist aber davon auszugehen, dass die Art bereits im hessischen Rhein und seiner Auengewässer vorkommt.

Literatur

DÜMPELMANN, C. (2005-2013): Wiederansiedlung des Edelkrebes (*Astacus astacus*) im hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön. Jährliche Projektberichte im Auftrag des LK Fulda/BR Rhön.

DÜMPELMANN, C. & F. BONACKER (2007-2013): Erhaltungs- und Wiederansiedlungsprojekt für den Edelkreb (*Astacus astacus*) in geeigneten Teileinzugsgebieten von Dill und Lahn. Jährliche Projektberichte im Auftrag der IG Lahn e.V..

GIMPEL, K. (2005): Landesweites Artengutachten für den Edelkreb (*Astacus astacus*) Linnaeus 1758. – Unveröffentlichtes Gutachten erstellt im Auftrag von Hessen-Forst (FIV).

GIMPEL, K. & R. HUGO (2005): Landesweites FFH-Artgutachten für den Steinkreb (*Austropotamobius torrentium*) in Hessen. – Gutachten im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

GIMPEL, K. & R. HUGO (2007): Nachuntersuchungen zur Bestandssituation von Steinkreb (*Austropotamobius torrentium*) und Edelkreb (*Astacus astacus*) in Hessen. – Gutachten im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

GIMPEL, K. & R. HUGO (2008): Nachuntersuchungen zur Bestandssituation des Edelkrebes (*Astacus astacus*) in Hessen. – Unveröffentlichtes Gutachten erstellt im Auftrag von Hessen-Forst (FENA).

Anschrift des Verfassers:

Christoph Dümpelmann
Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie Marburg
Zeppelinstraße 33
D – 35039 Marburg/Lahn
E-Mail: vimbavimba@web.de

Knut Gimpel

Biologische Gutachten und Beratung, Marburg



Abbildung 1: Ein Steinkrebs aus dem Odenwald

1. Die Bestandssituation des Steinkrebsses in Hessen

Die Bestandssituation des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*) in Hessen war bis zum Jahr 2005 weitgehend unbekannt. Bis zu diesem Zeitpunkt konnten nur einzelne Vorkommen nachgewiesen werden (Hugo 2002, 2003; Korte et al. 2004). Eine systematische flächenhafte Kartierung fehlte jedoch. Vor dem Hintergrund der FFH-Richtlinie der Europäischen Union wurde im Jahr 2005 ein landesweites Artgutachten zum Vorkommen des Steinkrebsses beauftragt und erarbeitet (Gimpel & Hugo 2005). Im Jahr 2007 erfolgte eine Nachuntersuchung um den Wissensstand zu komplettieren (Gimpel & Hugo 2007). Die Untersuchungen führten zu mehreren Nachweisen der Art im Odenwald und Taunus. Neuere Untersuchungen bzw. Kartierungen liegen insbesondere für den Naturraum Vordertaunus vor (Gimpel 2008, 2010).

Nach bisherigem Kenntnisstand kommen Steinkrebse in Hessen nur im Odenwald und Taunus vor. Besiedelt werden überwiegend Epirhithralabschnitte in den Gewässersystemen Weschnitz, Gersprenz, Wickerbach und Schwarzbach. Einzelvorkommen sind für einen Rheinzuffluss im Rheingau, einen Neckarzufluss im Odenwald und einen Lahnzuffluss im Taunus belegt. Für andere Naturräume konnten bisher keine Nachweise erbracht werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind in Hessen 26 Populationen des Steinkrebsses bekannt (Gimpel 2012).

Naturräumliche Haupteinheit	Anzahl Populationen
D18 Thüringer Becken und Randplatten	0
D36 Weser u. Weser-Leine-Bergland	0
D38 Bergisches Land, Sauerland	0
D39 Westerwald	0
D40 Lahntal und Limburger Becken	0
D41 Taunus	12
D44 Mittelrheingebiet	0
D46 Westhessisches Bergland	0
D47 Osthessisches Bergland, Vogelsberg u. Rhön	0
D53 Oberrheinisches Tiefland	0
D55 Odenwald, Spessart u. Südrhön	14

Tabelle 1: Populationen des Steinkrebsses in den naturräumlichen Haupteinheiten Hessens

Die Populationen befinden sich zum Teil noch in einem guten Erhaltungszustand. Sie werden jedoch durch die Ausbreitung invasiver allochthoner Krebsarten, insbesondere des Signalkrebsses (*Pacifastacus leniusculus*), akut in ihrer Existenz bedroht.

2. Schutzprojekte in Hessen

Die Bemühungen zum Schutz des Steinkrebsses in Hessen konzentrieren sich zurzeit im Wesentlichen auf Bekämpfungsmaßnahmen bzw. Reduktionsbefischungen invasiver Krebsarten. Zusätzlich werden Konzepte entwickelt, die das Streben nach linearer Durchgängigkeit im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie mit dem Schutz heimischer Krebsbestände und der teilweisen Notwendigkeit der Isolation dieser Bestände in Einklang bringen können.

2.1. Projekt Weschnitz

Im Mittel- und Oberlauf des Weschnitzsystems hat sich ein großer Bestand des Signalkrebsses etabliert. Die Populationen des Steinkrebsses sind durch die invasiven Signalkrebse akut in ihrer Existenz gefährdet. Zum Teil sind die Bestände der Krebsarten nur noch wenige hundert Meter voneinander entfernt und durch Verdohlungen oder kleinere Wanderhindernisse voneinander getrennt. Wegen des dringenden Handlungsbedarfs werden seit 2008 im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt Reduktionsbefischungen am Signalkrebsbestand an verschiedenen Abschnitten des Gewässersystems durchgeführt (Hennings 2008, 2009, 2010, 2011, 2012). Die gefangenen Krebse werden überwiegend in der lokalen Gastronomie vermarktet.

2.2. Projekt Schwarzbach

Das Fließgewässersystem Schwarzbach/Ts. wird von eingeschleppten, nordamerikanischen Signalkrebss besiedelt, die sich allmählich ausbreiten. Bisher wurden Signalkrebse im Hauptlauf des Schwarzbaches von der Main-Mündung flussaufwärts, sowie in einem kleinen Tributärbach

im Oberlauf des Gewässersystems nachgewiesen, wo sie in unmittelbarer Nachbarschaft zu einer Steinkrebspopulation vorkommen. Ein weiteres Aufwandern der Signalkrebse aus dem Hauptlauf wird durch mehrere Wanderhindernisse, die zum Schutz heimischer Krebse erhalten werden sollen, zumindest erschwert. Eine zusätzliche Gefährdung könnte von Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) ausgehen, die in einer Teichanlage nachgewiesen wurden. Aufgrund der genannten Gefährdungen besteht dringender Handlungsbedarf zum Schutz der Steinkrebse. In diesem Jahr wurde vom Regierungspräsidium Darmstadt ein Werkvertrag vergeben, der ein dauerhaftes Krebsmanagement unter Beteiligung der zuständigen fischereilichen Hegegemeinschaft etablieren soll. Erste Ergebnisse werden im Herbst 2013 erwartet.

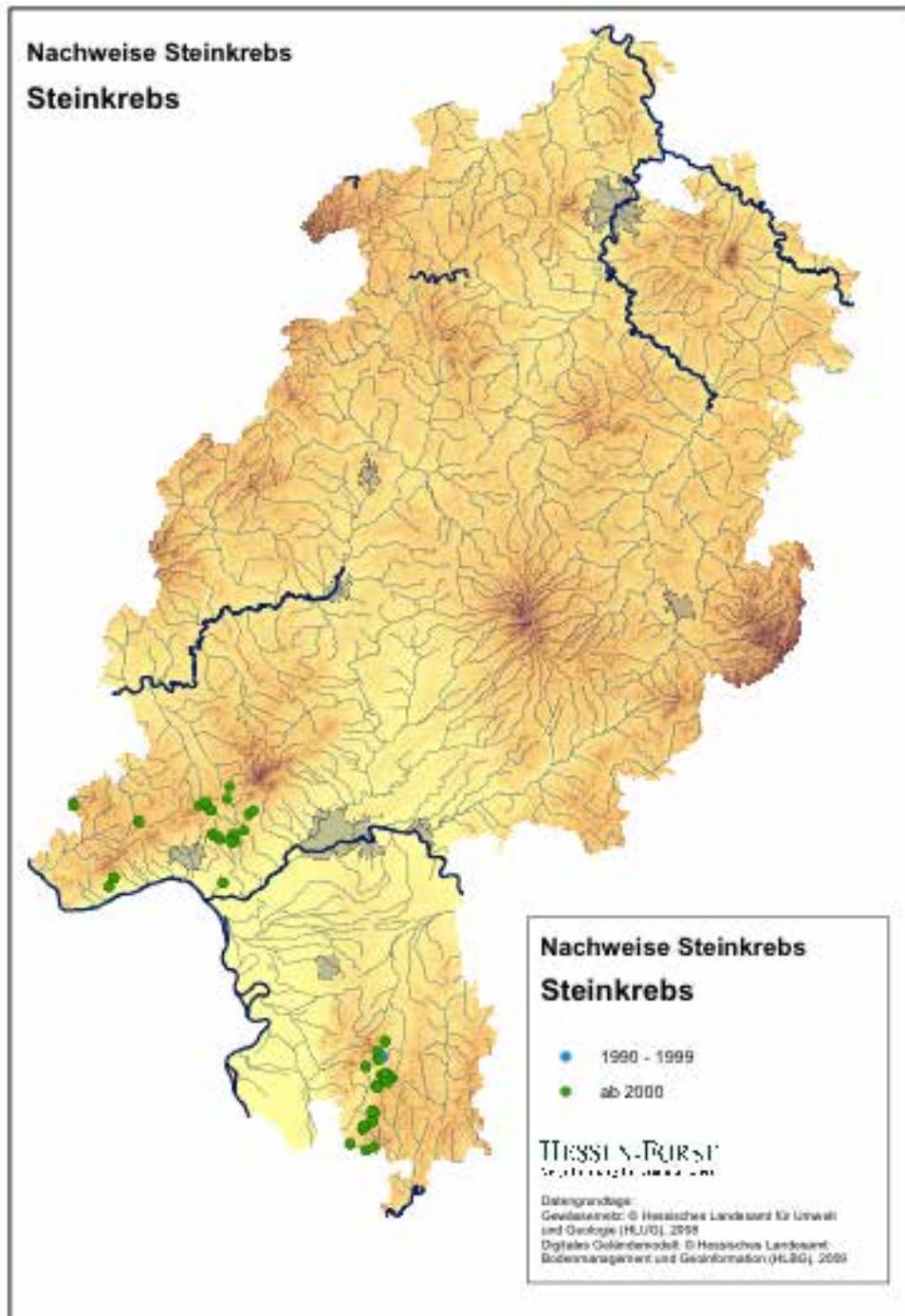


Abbildung 2: Nachweise des Steinkrebse in Hessen (Quelle: Artendatenbank NATIS).

3. Literatur und Datenquellen

Gimpel, K.; Hugo, R. (2005): Landesweites FFH-Artgutachten für den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) in Hessen. – Gutachten im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

Gimpel, K.; Hugo, R. (2007): Nachuntersuchungen zur Bestandssituation von Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) und Edelkrebs (*Astacus astacus*) in Hessen. – Gutachten im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

Gimpel, K. (2008): Untersuchung von dekapoden Krebsen in den Bachsystemen Wickerbach und Schwarzbach im Vordertaunus. – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Gimpel, K. (2010): Nachuntersuchung von Beständen dekapoder Krebse im Schwarzbachsystem/ Vordertaunus. – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Gimpel, K. (2012): Zustandsanalyse und FFH-Bundesstichprobenmonitoring für den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) in Hessen.- Gutachten im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

Hennings, R. (2008): Massiver Fang invasiver Signalkrebse im Einzugsgebiet der Weschnitz 2008. – Bericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Hennings, R. (2009): Massiver Fang invasiver Signalkrebse im Einzugsgebiet der Weschnitz 2009. – Bericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Hennings, R. (2010): Massiver Fang invasiver Signalkrebse im Einzugsgebiet der Weschnitz 2010. – Bericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Hennings, R. (2011): Massiver Fang invasiver Signalkrebse im Einzugsgebiet der Weschnitz 2011. – Bericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Hennings, R. (2012): Massiver Fang invasiver Signalkrebse im Einzugsgebiet der Weschnitz 2012. – Bericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

Hugo, R. (2002): Artenschutz in Hessen – Projekt Steinkrebs. Teilprojekt Eberbach/Odenwald und Taunusbäche – Bearbeitungszeitraum 2002. Unveröffentlichter Projektbericht HGON e.V., Echzell.

Hugo, R. (2003): Artenschutz in Hessen – Projekt Steinkrebs. Teilprojekt Taunusbäche – Teilprojekt Wickerbachsystem, Bearbeitungszeitraum 2003. Unveröffentlichter Projektbericht HGON e.V., Echzell.

Korte, E.; Albecht, U.; Gimpel, K.; Hennings, R. (2004): Fischökologische Untersuchungen der Rhein- und Mainzuflüsse im Bereich der Südabdachung des Taunus unter besonderer Berücksichtigung der Fischarten nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie. – Studie im Auftrag von HESSEN-FORST (FENA).

Anschrift des Verfassers:

Knut Gimpel
Ernst-Lemmer Str. 14
D-35041 Marburg
E-Mail: gimpel@bfs-gewaesser.de

Dr. Walter Grasser

„Ein ungewöhnliches, mit einer schwärzlichen Schale bedecktes Wasserinsect, mit 8 Füßen, 2 Scheren, 2 beweglichen Augen auf einem Stiele, und einem gelenkigen unbewaffneten Schwanz“ schrieb Dr. Johann Georg Krünitz 1791 wörtlich in seiner oekonomischen Enzyklopädie (oder „allgemeines System“) der Staats-, Stadt-, Haus- und Landwirtschaft in alphabetischer Ordnung. Dieser 48. Teil der Enzyklopädie wurde in Brünn bei den Buch- und Kunsthändler Joseph Georg Traßler gedruckt. Der sehr sorgfältige Artikel umfasst 239 Seiten und mehrere Kupferstiche.



Krünitz macht darauf aufmerksam, dass hunderte Schriftsteller der älteren Zeit (Griechen) vor allem Aristotelis als Altvater der Naturgeschichte auf die Krebse aufmerksam gemacht hat. Seine Beobachtung findet man in der „historia animalium“.

Der römische Schriftsteller Plinius hat gleichfalls in seiner Naturgeschichte die Krebse nicht übergangen. Und sein Zeitgenosse Athenäus hat in seinem Libris Deipnosophiles viel Gutes über die Krebse geschrieben.

Krebse kommen dementsprechend als Darstellungen auf antiken Gemmen und Münzen vor. Wir finden sie auch auf Terrakotten und Mosaiken. Es handelt sich dabei um die frühesten Exemplare in der Kunst. Auch verschiedene Schriftsteller von 13. -17. Jahrhundert haben über die Flusskrebse geschrieben; Sie sind bei Krünitz aufgeführt.

In der Aufklärung des 18. Jahrhunderts und der damit verbundenen Ausweitung der gesamten Naturgeschichte kamen auch zahlreiche neue Erkenntnisse über die Flusskrebse. Ein Fülle von Publikationen waren die Folge, diese ebenfalls in der bereits genannten Enzyklopädie von Krünitz aufgeführt werden.

Bei diesen naturwissenschaftlichen Veröffentlichungen finden sich auch, mit den verschiedenen Techniken (u.a. Holzschnitt, Kupferstich, Lithographie), entstandene Abbildungen von Flusskrebsen. Bislang ist dieses interessante Material weder bearbeitet noch veröffentlicht worden.

Eine besondere und ganz eigene Gruppe stellen die Andachtsbilder mit dem Jesuitenpater S. Franziskus Xaverius dar. Seiner Heiligenlegende ist fest mit einem Flusskrebs verbunden: auf einer Seereise brach ein furchtbarer Sturm aus. Der Heilige Franz-Xaver machte mit seinem Kreuz den Segen auf das Meer, da brach eine Welle über ihn herein und riss ihm das Kreuz aus den Händen. Daraufhin legte sich der Sturm und wie sie wieder wohl an Land waren, brachte ihm eine großer Krebs sein verlorengegangenes Kreuz.

Krebsgestalten haben auch zahlreiche Kupferformen für Fastenspeisen, Kuchen, Pasteten und ähnliches. Sie kommen in allen Größen im Kunst- und Antiquitätenhandel vor und sind als dekorative Objekte sehr beliebt. Weitere Krebse aus Silber- oder Metalllegierungen finden sich als Tischdekorationen. Auch beim Porzellan und Geschirr gibt es viele interessante Flusskrebs Darstellungen.





Ein weiterer wichtiger Bereich ist der gesamte Schmuck. Hier werden Krebse als Stern- und Tierkreiszeichen bei Anhängern, Broschen und Armreifen verwendet.

Des Weiteren gibt es als Sammelgebiet das Notgeld der Stadt Nürnberg aus dem Jahr 1921. Es gibt hier ganze Serien von 25, 50, und 75 Pfennig-Scheinen, die grafisch anspruchsvoll gestaltet wurden. Dargestellt ist hier eine Sage: und zwar gab es einem See in Pommern, in dem es früher sehr viele Krebse gab. Der Sage nach existierte hier auch ein riesiger Flusskrebs, der aber durch die Neugier des Menschen vertrieben wurde. Daraufhin hörte der Krebssegen auf.

Der Magistrat der Stadt Nürnberg erinnerte sich an diese Krebs Sage als man nach dem 1. Weltkrieg (1914- 1918) 1921 auf Grund einer großen Kleingeldnot eigene Scheine ausgab. Diese Scheine sind damals begeistert gesammelt und nie wieder ausgegeben worden. Sie stellten aber echtes Geld dar.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Walter Grasser
Liebigstraße 10 b
80538 München
E-Mail: info@swallner.de

Dr. Anne Schrimpf, Prof. Dr. Ralf Schulz

Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Landau, Deutschland

Krebspest

Die Krebspest ist eine Seuchenerkrankung von europäischen Flusskrebsen, die durch den Oomycet *Aphanomyces astaci* verursacht wird. Seit dem 19ten Jahrhundert wird der aus Nordamerika stammende Erreger wiederholt über seinen ursprünglichen Wirt, invasive amerikanische Flusskrebsarten, in europäischen Gewässern verbreitet und hat seitdem zur Vernichtung von tausenden europäischen Flusskrebspopulationen geführt. Wegen diesen verheerenden Folgen und der Tatsache, dass ein einzelner amerikanischer Flusskrebs ausreichen kann, um eine gesamte Population europäischer Flusskrebse in einem Gewässer auszurotten, gehört *A. astaci* zu einer der 100 gefährlichsten invasiven Arten weltweit (Lowe et al. 2004).

Über die Krebspest wird viel diskutiert und geschrieben. Viele Annahmen sind heute veraltet, halten sich jedoch weiterhin hartnäckig als Gerüchte. Dieser Vortrag soll dazu dienen, veraltete Annahmen mit aktuellen Forschungsergebnissen abzugleichen.

Neue Forschungsergebnisse

Beispielsweise ist man bis vor wenigen Jahren davon ausgegangen, dass es sich bei dem Krebspesterreger um einen Pilz handelt, da sich das Fortpflanzungsverhalten von *A. astaci* und das von Pilzen ähneln. Neue Untersuchungen belegen jedoch, dass der Erreger zu den Oomyceten gehört, einer Gruppe, die näher mit Algen als mit Pilzen verwandt ist. Auch wenn es weniger wichtig für die Praxis ist, so sollte *A. astaci* nicht als Pilz bezeichnet werden.

Bis vor wenigen Jahren ist man auch davon ausgegangen, dass alle amerikanischen Flusskrebse mit *A. astaci* infiziert sind und dass eine Infizierung mit dem Krebspesterreger für alle europäischen Flusskrebse innerhalb weniger Wochen zum Tod führt. Eine Koexistenz von europäischen und amerikanischen Flusskrebsarten wäre unter diesen Bedingungen nicht möglich. Beobachtungen von Einzelpersonen über viele Jahre hinweg haben jedoch ergeben, dass stabile koexistierende Populationen existieren. In einer aktuellen Studie wurden diese Populationen nun mit genetischen Methoden (real-time PCR nach Vrålstad et al. 2009) und im Rahmen von Infektionsexperimenten untersucht, der Erreger konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Zusammenleben von amerikanischen und europäischen Flusskrebsen in Einzelfällen möglich ist wenn die amerikanischen Flusskrebse nicht mit dem Krebspesterreger infiziert sind (Schrimpf et al. 2013a). Dies sollte aber nicht in der Weise missverstanden werden, dass generell von einer geringeren Gefahr bei Einschleppung und Verbreitung gebietsfremder amerikanischer Flusskrebsarten auszugehen ist.

Andererseits gibt es europäische Flusskrebse, die mit dem Krebspesterreger infiziert sind, aber nicht an der Krebspestinfektion sterben. Dieses Phänomen wurde an europäischen Galizierkrebse in Rumänien (Pârvulescu et al. 2011, Schrimpf et al. 2012) und in der Türkei (Svoboda et al. 2011) sowie an europäischen Edelkrebspopulationen in Finnland festgestellt (Jussila et al. 2011, Viljamaa-Dirks et al. 2011). Bei diesen Flusskrebspopulationen konnten trotz der Infektion bislang keine Symptome der Krankheit (z.B. hohe Mortalität oder fehlende Koordination) beobachtet werden. Ob diese latenten Infektionen durch eine verminderte Virulenz des Erregers oder durch eine erhöhte Resistenz der europäischen Krebse ermöglicht wird, muss weiter erforscht werden. Auf eine verminderte Virulenz des Krebspesterregers deuten erste Studien an finnischen Populationen hin (Makkonen et al. 2013).



Abb. 1: Melanisierung eines Edelkrebse (*Astacus astacus*) als Abwehrreaktion auf eine Infizierung. Die Melanisierung kann als Hinweis für eine Krebspestinfektion dienen, reicht aber als Nachweis nicht aus. Melanisierungen treten auch durch andere, weniger pathogene Krankheitserreger oder durch eine mechanische Verletzung auf. Zum Nachweis einer Krebspestinfektion in eine genetische Analyse nötig. (Foto: A. Schrimpf)

Verschiedene Erregergruppen

Beim Krebspesterreger konnten verschiedene *A. astaci*-Gruppen identifiziert werden (Huang et al. 1994, Kozubíková et al. 2011). Bisher sind fünf verschiedene Genotypen bekannt. Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*, Genotyp PSI und PSII) beherbergen z.B. andere Genotypen als Kamberkrebse (*Orconectes limosus*, Genotyp Orl) oder amerikanische Sumpfkrebse (*Procambarus clarkii*, Genotyp Pc). Für die ersten großen Infektionswelle am Ende des 19ten Jahrhunderts, die den Tod von Flusskrebsen in ganz Europa verursacht hat (Alderman 1996), war vermutlich ein weiterer Genotyp (As) verantwortlich. Dieser Genotyp wurde bisher bei keinem amerikanischen

Flußkrebse nachgewiesen und es ist weiterhin unklar wie er nach Europa eingeführt wurde. Es wird vermutet, dass sich diese Genotypen in ihrer Virulenz gegenüber europäischen Flusskrebse voneinander unterscheiden (Makkonen et al. 2012). Bei Infektionsversuchen sind Edelkrebse innerhalb weniger Tage nach einer Inzifizierung mit Sporen des Typs Psl gestorben, eine Infektion mit dem Genotyp As haben sie jedoch über einige Wochen hinweg überlebt (Makkonen et al. 2012). Es wird auch vermutet, dass die latent infizierten Galizierkrebse in der Türkei und in Rumänien Träger des „harmlosen“ As-Genotyps sind und der Erreger seit der ersten Krebspestwelle im 19ten Jahrhundert in den Populationen überdauert hat.

Bis vor kurzem wurden nur drei in Europa invasiv lebende amerikanische Flusskrebse als Überträger identifiziert: Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), Kamberkreb (*Orconectes limosus*), Amerikanischer Sumpfkreb (*Procambarus clarkii*). Erst kürzlich konnte auch der vor allem im Rhein verbreitete Kalikokreb (*Orconectes immunis*) als vierte amerikanische Überträgerart identifiziert werden (Schrimpf et al. 2013b). Vermutlich sind jedoch auch weitere amerikanische Flusskrebse mit dem Erreger infiziert. Und vermutlich beherbergen diese noch weitere Erregergruppen: virulentere und weniger virulente.

Zusammenfassung

Die neuen Ergebnisse zeigen, dass die bisherigen Annahmen (alle amerikanischen Flusskrebse sind Träger von *A. astaci* und eine Infizierung mit dem Krebspesterreger ist für alle europäischen Flusskrebse tödlich) so nicht richtig sind. Verschiedene Virulenzen der *A. astaci*-Genotypen erschweren die Situation zusätzlich. Da man den Krebspesterreger mit dem bloßen Auge nicht identifizieren kann, ist der eindeutige Nachweis des Krebspesteregers (z.B. bevor ein Besatz mit Flusskrebsen durchgeführt wird) mit genetischen Analysemethoden besonders wichtig.

Literatur

Alderman DJ (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue Scientifique et Technique - Office International des Epizooties* 15: 603-632

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

Jussila J, Makkonen J, Vainikka A, Kortet R and Kokko H (2011): Latent crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) infection in a robust wild noble crayfish (*Astacus astacus*) population. *Aquaculture* 321: 17-20

Kozubíková E, Viljamaa-Dirks S, Heinikainen S, Petrussek A (2011): Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* carry a novel genotype of the crayfish plague agent *Aphanomyces astaci*. *Journal of Invertebrate Pathology* 108: 214-216

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2004): 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database, the Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the IUCN. IUCN, Gland

- 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: 129–136
- Schrimpf A, Chucholl C, Schmidt T, Schulz R (2013): Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions*, 8 (1): 103-109
- Schrimpf A, Maiwald T, Vrålstad T, Schulz HK, Smietāna P, Schulz R (2013): Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. *Freshwater Biology*, 58: 1116-1125
- Schrimpf A, Părvulescu L, Copila-Ciocianu D, Petrusek A, Schulz R (2012): Crayfish plague pathogen detected in the Danube Delta – a potential threat to freshwater biodiversity in southeastern Europe. *Aquatic Invasions*, 7 (4): 503–510
- Părvulescu L, Schrimpf A, Kozubíková E, Resino SC, Vrålstad T, Petrusek A, Schulz R (2012): Invasive crayfish and crayfish plague on the move: first detection of the plague agent *Aphanomyces astaci* in the Romanian Danube. *Diseases of Aquatic Organisms*, 98:85-94
- Svoboda J, Kozubíková E, Kozák P, Kouba A, Bahadir Koca S, Diler Ö, et al. (2012): PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow- clawed crayfish inhabiting Lake Egirdir in Turkey. *Diseases of Aquatic Organisms*, 98: 255-259
- Viljamaa-Dirks S, Heinikainen S, Nieminen M, Vennerstrom P, Pelkonen S (2011): Persistent infection by crayfish plague *Aphanomyces astaci* in a noble crayfish population – a case report. *Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol.* 31: 182-188
- Vrålstad T, Knutsen AK, Tengs T, Holst-Jensen A (2009): A quantitative TaqMan® MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology*, 137: 146–155

Anschrift der Verfasser:

Dr. Anne Schrimpf, Prof. Dr. Ralf Schulz
Institut für Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau
Fortstrasse 7
76829 Landau
Deutschland
E-Mail: Schrimpf@uni-landau.de
E-Mail: R.Schulz@uni-landau.de

Peter Jean-Richard

Aarau, Schweiz

Im Jahr 2012 ist in der Schweiz eine Untersuchung über die Verbreitung der Krebspest durchgeführt worden.

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) hat die Organisation und die Finanzierung der Krankheitsbestimmung übernommen. Die einzelnen Kantone sind eingeladen worden sich an den Untersuchungen zu beteiligen.

Die politische Struktur in der Schweiz ist föderal, das heißt es bestehen Rahmengesetzgebungen, die für die Schweiz gültig sind. Auf der Basis des Bundesgesetzes haben alle 26 Kantone eigene Gesetze, in denen der Gestaltungsfreiraum der Rahmengesetze genutzt und so auch kantonspezifische Eigenheiten geregelt werden.

Die Anwendung dieser Gesetze obliegt den Kantonen.

Das bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Entscheidung über die Teilnahme bei den Kantonen liegt, sie Modalitäten des Fanges der Krebse bestimmen und den Aufwand dafür auch selbst finanzieren müssen.

Organisation der Krebsfänge

Die Fischereiverwaltungen der Kantone organisierten den Fang, froren die Krebse ein und lieferten sie an ein Lager mit grosser Tiefkühlkapazität im Kanton Aargau.

Nach Eingang aller Lieferungen erfolgte der Transport in gefrorenem Zustand mit einem PW an die UNI Koblenz-Landau.

Krebspestuntersuchung

Das BAFU hat den Auftrag zur Klärung des Krebspestbefalles der amerikanischen Krebse der UNI Koblenz-Landau erteilt. Die dort angewendete Methode zur Krebspestbestimmung (Real time PCR nach der Methode von Vrålstad et al. 2009) wird im Vortrag von Anne Schrimpf beschrieben.

Berichterstattung

Das BAFU erhielt alle Resultate der Untersuchungen. Für die Kantone erstellte die UNI Koblenz-Landau einen spezifischen Bericht.

Das Projekt wird mit einer Schlussdokumentation für das BAFU abgeschlossen.

Resultate



Abb. 1: Verbreitung der Krebspest in der Schweiz im Jahr 2012

Die Krebspest tritt in der ganzen Schweiz auf. Die grösseren Flusseinzugsgebiete (Rhein und Rhone) weisen viele Vorkommen an amerikanischen Flusskrebsarten auf. Bei einem grossen Teil dieser Vorkommen ist die Krebspest nachgewiesen worden.

Im Kanton Tessin ist bisher ‚nur‘ ein Vorkommen von amerikanischen Krebsen im Luganer See bekannt. Bei diesem Vorkommen ist die Krebspest nicht nachgewiesen worden. Die Gewässer des Kantons fließen in den Po (Italien).

Das Einzugsgebiet des Inn (Kanton Graubünden) weist bisher noch keine amerikanischen Flusskrebse auf. Der Inn entwässert in die Donau.

In den Jahren 2000 – 2003 ist eine ähnliche Untersuchung durchgeführt worden. Leider lassen sich Fragen nach der Entwicklung der Krebspest in der Schweiz damit nicht klären. Diese Erhebungen sind mit anderen Methoden und zu wenig systematisch erfolgt. Trotzdem gibt der Vergleich Hinweise.

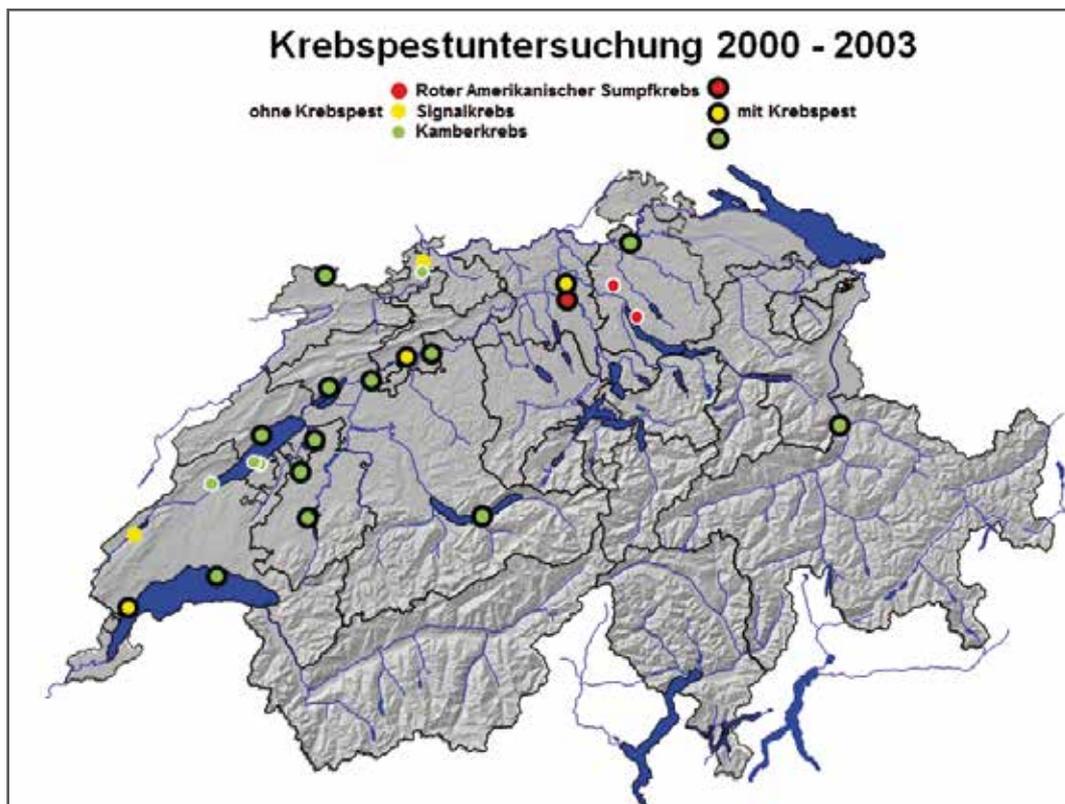


Abb. 2: Verbreitung der Krebspest in den Jahren 2000 - 2003

Die Resultate der beiden Untersuchungen zeigen auf, wie dramatisch die Situation ist und dass viele Fragen noch offen sind.

Beispiele:

Wieso sind in einzelnen Gewässern Vorkommen von krebspestfreien und befallenen Populationen vorhanden?

Weshalb ist bei der einen Untersuchung ein Befall festgestellt worden und bei der anderen nicht?

Sind die Vorkommen in einzelnen Kantonen genügend genau erfasst, um die Bedrohungssituation einschätzen zu können?

Diskussion

Die Resultate der Krebspesterhebungen und Erfahrungen zum Umgang mit der Krebspest lassen es als angezeigt erscheinen, Zielsetzungen zu diskutieren und Prioritäten für die Klärung einzelner Fragen neu zu setzen. Vorgängig wäre jedoch zu klären, welche Themen im Zusammenhang mit den aktuellen Bemühungen zur Erhaltung der einheimischen Krebse prioritär zu behandeln wären.

Beispiele:

Ausbreitungsdynamik der Krebspest (Zunahme, Stabilität, Rückgang der Ausbreitung)

Resistenzbildung bei einheimischen Arten

Veränderung der Virulenz des Krebspesterregers

Ursachen für das Vorkommen von krebspestfreien Populationen von amerikanischen Krebsen

Krebspest- und Artvorkommen nachweisen mit genetischen Methoden

Sinnvoll erscheint auch eine verstärkte internationale Zusammenarbeit für die Klärung einzelner Fragen oder eine Arbeitsteilung bei der Bearbeitung einzelner Themen.

Am Beispiel der Krebspesterhebung der Schweiz lässt sich auch zeigen, dass zukünftige Untersuchungen systematischer und unter zielführenderen Rahmenbedingungen durchgeführt werden müssen.

Offensichtlich ist auch, dass die Voraussetzungen für die Bekämpfung der Krebspest und deren Ausbreitung sehr schlecht sind. Gründe dafür sind die unterschiedlichen Gesetze und Strukturen im internationalen und nationalen Umfeld. Der große Zeitbedarf für die Änderung von Regeln und die Koordination der verantwortlichen Gremien im Verhältnis zur schnellen Ausbreitung der amerikanischen Krebse und damit auch der Krebspest, spielt dabei eine wesentliche Rolle.

Methoden um eine Verringerung der Ausbreitungsgeschwindigkeit der problematischen Arten und der Krebspest zu erreichen wären schon heute möglich. Korrekturen bei der fischereilichen Bewirtschaftung in den kritischen Gewässern (Besatz, Geräteinsatz in unterschiedlichen Gewässern, Pacht- statt Patentsystem) und der Einrichtung von fischgängigen Krebswandersperrern sind schon heute möglich oder stehen bald zur Verfügung.

Anschrift des Verfassers:

Peter Jean-Richard

Girixweg 45

CH-5000 Aarau/Schweiz

E-Mail: peter@jean-richard.ch

Dr. Max Keller

vormalig ERSTE BAYERISCHE SATZKREBSZUCHT (EBS)

Motivation und erste Versuche

Noch 1968 wurde ein größerer Abschnitt der Mindel – ein südlicher Nebenfluss der Donau – begründet. Kurz vor der Flutung des neuen Flussbetts erfolgte mittels Elektrofischerei die Evakuierung und Umsiedlung des Fischbestands, die unbekannt große Edelkrebspopulation aber verendete weitgehend in dem unter der Augustsonne austrocknenden alten Gerinne! Krebse waren damals für die Fischereiberechtigten kein Thema und Artenschutz gab's praktisch nicht! Eine Schande! Voller Wut darüber sammelten wir noch die letzten Überlebenden auf – es waren 2 Waschkörbe voll. Ein Teil davon kam in das neue Flussbett, welches aber nicht mehr geeignet war und ein anderer Teil in den 600 m² großen Feuerlöschteich eines Bauernhofs in Augsburg, wo sich die Tiere ganz gut hielten und mich immer mehr faszinierten.

Zwangsläufig erfolgten die ersten Erbrütungsversuche - in einem Saunakeller, wobei ein Maßkrug aus Steingut, wie man ihn damals auf dem Oktoberfest in München verwendete, als Versteck für das Eier tragende Krebsweibchen diente. Die echt bayerische Brut schlüpfte problemlos. Ein Jahr später folgte ein weiterer Erbrütungs- und Aufzuchtversuch in einem etwa 1 m² umfassenden Brunnenring aus Beton, durch den der Teichablass floss und der im April mit 10 eiertragenden Weibchen besetzt wurde, welche nach dem Schlupf der Jungkrebse wieder in den Feuerlöschteich zurückkamen. Feinsiebe verhinderten ein Entweichen der Brut, welche die angebotenen Lochziegel gerne als Behausung nutzten. Im Spätherbst erfolgte dann die für das Weitervorantreiben einer erwerbsmäßig ausgerichteten Flusskrebiszucht entscheidende Abfischung der Sömmerlinge. Es waren genau 586 Individuen auf 1 m² Bodenfläche. Toll! Als kaufmännisch geprägter Mensch rechnete ich also hoch:

5.860 Krebse auf 10, 58.600 auf 100, 586.000 auf 1.000 m² und so weiter. Ich brauchte also eine Teichfläche von mindestens 1 ha.

Traum und Wirklichkeit (Anfangsschwierigkeiten – erste Erfolge – Krebspest)

Jetzt kamen aber schon die ersten Probleme, nachdem es gelang, nach kurzer Zeit ein am Waldrand gelegenes geeignetes Wiesengrundstück an einem Quellbächlein zu erwerben. Ein befreundeter Architekt erstellte einen landschaftsgerechten Plan für mehrere Teiche und reichte diesen zur Genehmigung beim zuständigen Landratsamt ein. Prompt wurde der Bauantrag abgelehnt - mit folgender

Begründung:

1. ich war kein Landwirt,
2. ich war kein Fischwirt und
3. der damals zuständige Fachberater für das Fischereiwesen hat erklärt, Krebse könne man in Teichen nicht züchten!

Aus der Traum? Vor allem das letzte Argument brachte mich zur Weißglut!

Um es kurz zu machen: der bei der bayerischen Staatsregierung für die Fischerei zuständige Ministerialrat unterhielt sich mit mir bei einem oder mehreren Schöppchen Wein über Krebse, war von der Idee begeistert und bescheinigte mir auf dem Ministeriumsbriefformular, dass ich durchaus fachkundig sei und ihn in Sachen Krebse sogar beraten würde!

Oh Wunder! Nach 14 Tagen hatte ich die Baugenehmigung!

Beim Teichbau gab's natürlich noch Schwierigkeiten, z.B.: als ein großer Bagger in einem Quelltopf versank und nach Fertigstellung des ersten Teiches der Baggerunternehmer Pleite ging. Ein Vermessungsfehler führte dazu, dass der Damm nachträglich um etwa 1 m erhöht und der Ablaufmönch entsprechend aufbetoniert werden musste. Das führte zu Einsprüchen der 5 Anlieger, welche glücklicherweise nach einem für mich absichtlich verlustreichen sonntäglichen Schaffkopfspiel im Dorfgasthof zurückgezogen worden sind.

Zu guter Letzt war ich glücklicher Eigentümer von 5 Teichen mit knapp 2 ha Wasserfläche und 10-30 l/sec. genehmigtem Wasserzufluss. (Abb. 1.)



Abb. 1.:
Erste EBS-Teichanlage im Bernbachtal

Da ich noch nicht über ausreichend Zuchttiere verfügen konnte, kamen anfangs auch Forellen in die Teiche, bis sich bald 30 damals noch streng geschützte Graureiher einstellten und in den abgelegenen Waldteichen kaum noch was für mich übrig ließen. Jetzt erfolgte der erste Krebsbesatz mit über 100 eiertragenden Weibchen, welche nach dem Ablachen mittels Reusen herausgefischt werden sollten, was natürlich nicht einmal zu einem Drittel gelang! Im Herbst des drauffolgenden Jahres rechnete ich mit mindestens 10.000 2-sömmerigen Tieren. Es waren aber nur knapp 1.200 auf 1 ha Teichfläche!

Jede Menge Libellen- und Gelbrandkäferlarven, sowie aus dem Bächlein eingedrungene Bachforellen und wohl auch die nicht gefangenen Krebsweibchen hatten sich kräftig bedient.

Die Organisation war also nicht optimal. Es lief erst besser, als durch feinmaschigere Einlaufsiebe das Eindringen von Fischen verhindert werden konnte und mehrere Altersstufen von Edelkrebsen den Teich besiedelten, welche die Schadinsekten ziemlich dezimierten. Der zunehmende Bewuchs der Teiche mit *Elodea canadensis* trug zudem wesentlich zum Überleben der Jungkrebse bei. Um nebenher auch Fische halten zu können, kamen Netzgehege zum Einsatz.

Da 3 cm lange Sömmerlinge aus schlammigen Teichen praktisch nicht geborgen werden können,

bietet es sich an, diese in leicht abfischbaren Becken heranzuziehen, die Elterntiere im Verhältnis 1:2 in naturbelassenen kleineren Teichen zu halten, die eiertragenden Weibchen Ende April aufzusammeln und in speziellen Ablaichkisten mit Lochblechböden bis zum Schlupf der Brut zu belassen und dann wieder in die Teiche zurückzusetzen. Bis Ende Oktober wachsen die Krebse zu Sömmerlingen heran und können aus den Becken relativ leicht abgefischt werden.

Es fing jetzt an, richtig gut zu laufen, auch die Nachfrage nach Speisekrebsen und Besatzmaterial aller Jahrgänge nahm so stark zu, dass die Produktion nicht mehr nachkam.

Fischereiberechtigte und Teichbewirtschafter aus der Region sprangen ein und boten mir verstärkt ihre Fänge an, welche dann in die Teiche gesetzt und von dort nach Bedarf herausgefischt werden konnten. Einer meiner Lieferanten brachte mir wieder einmal eine größere Menge an Speisekrebsen, die allerdings – noch unsichtbar – mit dem Erreger der Krebspest infiziert waren, mit dem fatalen Ergebnis eines Totalverlusts von rund 80.000 Individuen aller Jahrgänge (Abb. 2. und 3.).



Abb. 2.: Austreten der Pilzhyphen aus einem an *Aphanomyces astaci* verendeten Edelkrebs

Abb. 3.: Melanisierungen nach Eindringen der Pilzsporen



Krebspest und Neuanfang

Nachdem alle 5 Teiche abgelassen waren und kein lebender Krebs mehr gefunden werden konnte, erfolgte, obwohl noch Kadaver herumlagen, nach wenigen Wochen ein kleiner Besatzversuch in einem Gitterkäfig. Die Tiere überlebten alle! Es gibt also keine Dauersporen des Krebspesterregers, was damals von Wissenschaftlern kaum in Erwägung gezogen worden ist. So konnte ich also wieder risikolos neu besetzen und benötigte jetzt vor allem Eier tragende Weibchen.

Obwohl mehrere frühere Kunden bestätigten, dass sie inzwischen recht gute Krebsbestände in ihren Teichen nachgezogen hätten, wollte mir – mit einer Ausnahme – keiner Krebse verkaufen! Und ein Fang untermaßiger Edelkrebse aus freien Gewässern war nicht möglich, schon gar nicht in größeren Mengen!

Aber der eine Kunde, ein sympathischer Adelige, sagte mir zu, ich könne von ihm 800 Eier tragende Weibchen bekommen, allerdings unter einer Bedingung: ich musste erst in seinem Jagrevier einen Rehbock erlegen! Ich hatte den großen Jäger wohl einmal verärgert, indem ich alle Einladungen ausschlug mit der Bemerkung, ich hätte schon genug Böcke geschossen und sei nicht mehr so passioniert. Wir verabredeten also Mitte Mai einen Termin in seinem Jagdhaus, aber als ich ankam, war der Teich noch nicht abgelassen. „Erst der Rehbock, dann die Krebse“ war sein Kommentar.

Gegen Abend saß ich dann auf einer Jagdkanzel, die mitten in einer herrlichen Waldwiese stand und wartete auf das Austreten des Rehwilds. Es dauerte aber nicht lange, dann erschien ein Bauer mit dem Jauchefass und verwandelte die ganze schöne Wiese in einen stinkenden Pool und ich saß mittendrin! Als er endlich fertig war, fing's schon an dämmerig zu werden und ich hatte schon die Hoffnung aufgegeben, als sich am Waldrand etwas bewegte:

Tatsächlich ein Rehbock, den ich nicht mehr genau ansprechen konnte, aber ich wollte unbedingt meine Krebse haben!

Der Schuss krachte und kurz darauf war der Jagdherr bei mir und fragte, auf was ich bei der Dunkelheit geschossen hätte. „Auf einen Bock natürlich“. „Auf was für einen?“ Ich log: „auf einen Abschussbock“. „Was hatte er auf?“ „Nicht viel aber eng gestellt“.

Wir gingen nun zum potentiellen Anschuss durch die frisch geodelte Wiese und fanden in dem Brennessel- und Brombeergestrüpp am Waldrand trotz starker Taschenlampen nichts: keinen Anschuss, keinen Schweiß, einfach nichts! Ich hatte wohl danebengeschossen. Kein Bock, keine Krebse! Nach einer halben Stunde stellten wir die Suche ein und wollten wieder zum Auto gehen. Da blieb ich mit meinem Fuß an irgendwas unter den Brombeeren hängen. Da lag tatsächlich ein Rehbock und es war – oh Wunder – auch noch ein schlecht veranlagter Abschussbock! Waidmannsheil! Nun ging's zum Kребsteich, die Staubretter wurden gezogen und wir feierten in angenehmer weiblicher Gesellschaft bis in die Morgenstunden den jagdlichen Erfolg. Über Nacht war der Teich fast leergelaufen und wir konnten am Morgen die gewünschte Zahl an Eier tragenden Weibchen bergen. Das Weiterbetreiben der Krebszucht war also gesichert! Das Startkapital „Rehbockkrebse“ wuchs und vermehrte sich und bekam über den Sommer noch Männchen aus anderen Gewässern dazu. Um in Zukunft nicht wieder alles durch die Krebspest zu verlieren, bestand ein gewisser Zwang zur Risikominimierung. Folge: die Suche nach Teichen an anderen Wassereinzugsgebieten. Im Verlauf der Jahre trugen so der Baggersee Bronnen – später der erste bayerische Genpool für 4 Restvorkommen autochthoner Edelkrebse (Abb. 4.), die Kreislauf-Erbrütungsanlage in Augsburg (Abb. 5.), die Teichanlagen Rechbergreuthen und Altenbaindt (Abb. 6. und 7.) sowie die Pachtgewässer mit altem Edelkrebsbestand an der Mindel, der Kammel und dem Weilbach zu einer erheblichen Kapazitätsausweitung bei.

Was aber auch hieß: viel mehr Arbeit für den immer älter werdenden Max KELLER!



Abb. 4.: Edelkrebsgenpool Baggersee
Bronnen

Abb. 5.: EBS-Kreislaufanlage
in Augsburg



Abb. 6.: Teichanlage Rechbergreuthen

Abb.: 7.: Teichanlage Altenbaindt



Betriebsaufgabe

Nach meinem schweren Traktorunfall 2008 fanden allmählich bis zum 31. Dezember 2012 alle Anlagen einen Käufer und der Betrieb der ERSTEN BAYERISCHEN SATZKREBSZUCHT wurde aus Altersgründen eingestellt, nachdem weit über 2 Mio. Krebse in vielen europäischen Gewässern eine neue Heimat gefunden haben. Besatzmaterial ging beispielsweise auch in den Libanon und - sehr erfolgreich - nach Marokko.

Dazu vielleicht noch ein Rückblick auf einige Verkaufszahlen, in welchen sich Anfang, Höhepunkt und Ende der EBS wie in einer Gauß'schen Verteilung abzeichnen. Nach den 90-er Boomjahren

brach der Bedarf an Satzkrebsen sichtlich ein, denn infolge der explosionsartigen Ausbreitung amerikanischer Flusskrebarten fanden sich kaum noch größere Gewässer, die sich für den Besatz mit heimischen Krebsen eignen.

Produktions- bzw. Verkaufszahlen der EBS im Überblick

Produktionsjahr	Verkaufte Edelkrebse (Stückzahlen)
1975	3.000
1985	32.000
1990	104.000
1995	101.000 *)
2000	45.000
2005	64.000
2010	28.000
2012	7.000
	*) davon beispielsweise:
	9.000 Brut
	56.000 Sömmerlinge
	11.000 2-sömmerige
	21.000 fortpflanzungsfähige Krebse
	400 kg = 4.000 Speisekrebse

Glücklicherweise musste ich nicht von den Krebsen leben und konnte den Nebenerwerbsbetrieb Krebszucht ohne große Mühe mitlaufen lassen. Krebse müssen ja nicht täglich gefüttert werden, wie beispielsweise Fische und bescheren bei natürlicher Haltung dem Züchter von November bis April kaum Arbeit! Die aufwändige Lieferung von Kleinmengen an Aquarianer und Hobbyteichbetreiber wurde „großzügig“ den anderen Krebszüchtern überlassen, von denen einige heute noch glauben, dass Umsatz gleich Gewinn sei!

Im Nachhinein betrachtet war eigentlich nur die im Kreislauf betriebene Erbrütungsanlage mit Aufzucht der Sömmerlinge als rentabel zu bezeichnen. Im Prinzip war es hiermit möglich, ohne nennenswerte Probleme jede Menge an Jungkrebse mit hoher genetischer Variabilität zu erzeugen. Doch was damit anfangen, wenn der Markt weg bricht?

Im Rückblick bedauere ich meinen 40-jährigen Idealismus natürlich nicht, schon eher meine Frau und meine Kinder, die recht häufig „mithelfen“ durften. Der Titel dieses Vortrags könnte auch lauten: „Vom Blödmann zum Krebspapst“. Als Letzterer werde ich nämlich gelegentlich in Fischereikreisen tituliert. Es gab ja in dieser Zeit - neben meinem leider nicht sehr erfolgreichen, verbissenen Kampf gegen die Signalkrebslobby viele populärwissenschaftliche Versuche mit Edel- und Signalkrebsen und die wichtigsten Erfahrungen daraus kamen auch zur Veröffentlichung. Schwerpunkte waren die natürliche Erbrütung und Beckenaufzucht in einer Kreislaufanlage, die Fütterungsoptimierung, Populationsdichten und Größenwachstum, Nettoertragswerte in der Teichhaltung, Bedeutung verschiedener Krankheiten und Parasitosen der Flusskrebse, Bewirtschaftung von Krebsgewässern etc. etc.

Dabei hatte ich vor allem der IAA und ihren internationalen Symposien tiefe Einblicke in die Flusskrebse der Welt zu verdanken sowie die Freundschaft mit vielen bedeutenden Astakologen. Besonders faszinierend für mich waren die diversen Reisen nach Australien mit seinen unglaublich vielseitigen Flusskrebsvorkommen.

1998 durfte ich zusammen mit Helfern aus der Wissenschaft das mit 190 Teilnehmern aus aller Welt – auch aus dem Ostblock – wohl meistbesuchte Symposium der IAA erstmals in Deutschland organisieren, dem dann 2003 das Internationale Flusskrebsforum in Augsburg folgte. Als Gründungsmitglied des forum flusskrebse war ich die letzten Jahre für die Gestaltung des Vereinsheftes zuständig und bitte bei dieser Gelegenheit im Nachhinein schon mal um Nachsicht, wenn ich beim „Betteln“ um Beiträge für das Heft etwas aufdringlich war. Im Großen und Ganzen kamen die 2 Ausgaben pro Jahr immer wieder zusammen und ich wünsche meinem Nachfolger Harald GROSS, der diese ehrenamtliche Aufgabe dankenswerter Weise ab 2014 übernimmt, von Herzen viel Erfolg!

Schlussbemerkung

Die europäische Satzkrebszucht muss sich meiner Ansicht nach völlig neu ausrichten. Es ist unverantwortlich, wenn man – ausgenommen zur Schaffung von Genpools – weiterhin Edelkrebse für Besatzzwecke produziert, die keinerlei Resistenzen gegenüber den Erregern der Krebspest zeigen und deshalb über kurz oder lang der Pilzkrankheit zum Opfer fallen werden!

In den letzter wurden ja schon in mehreren Gewässern europäische Flusskrebse entdeckt, die eine gewisse Widerstandsfähigkeit gegenüber bestimmten *Aphanomyces astaci* Erregertypen zeigen, was bedeutet, dass eine evolutionäre Anpassung begonnen hat. Nach großen Krebssterben sollte deshalb in erster Linie unter massivem Reuseneinsatz versucht werden, evtl. überlebende Individuen zu finden, um mit diesen zur Arterhaltung neue Zuchtbestände aufzubauen, welche zumindest über Teilresistenzen verfügen. Da die bekannten Erregertypen unterschiedliche Virulenzen zeigen, sind langwierige Versuchsreihen erforderlich, um irgendwann wohl zu vielseitig resistenten Populationen zu kommen. Evolution ist nun einmal langfristig ausgelegt und es bleibt uns nur die Hoffnung, dass unsere heimischen Flusskrebse solange überleben können!

Als „Rentner“ werde ich – so gut ich kann – in den mir noch verbleibenden Jahren bei diesen Versuchen mitmischen, denn just nach der Aufgabe der Krebszucht stellte sich dummerweise in der noch verbliebenen verkleinerten Kreislaufanlage in Augsburg die Krebspest ein und es überlebten trotz einer mehrmonatigen Dauerinfektion aus mehreren räumlich getrennten Edelkrebspopulationen relativ viele Tiere, die nur teilweise den Erreger herumtragen und teilweise gar nicht infizierbar scheinen. Es wird auf jeden Fall sehr spannend und ich freue mich schon auf eine weitere fruchtbare Zusammenarbeit mit den Genetikern der Uni Koblenz-Landau, insbesondere mit unserem forum flusskrebse-Vorstandsmitglied Anne SCHRIMPF als wissenschaftliche Begleiterin.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Max Keller
Werner-Haas-Str. 12
D-86153 Augsburg
E-Mail: keller-krebs@my-box.de

Effektive Aufzucht von Edelkrebssömmerlingen zur Verkürzung der Speisekrebsproduktion

Kai Lehmann

Zoologisches Institut der Christian-Albrechts Universität zu Kiel

Abteilung Limnologie

Die Aufzucht von Edelkrebsen *Astacus astacus* L. dient aktuell vor allem der Bereitstellung von Satzkrebsen, wobei sich hier der Bedarf in den letzten Jahren nicht weiterentwickelt hat und gut durch heimische Krebszuchten gedeckt werden kann. Dahingegen stammt der Großteil der in Deutschland verzehrten etwa 120 t Flusskrebse heutzutage aus Importen vor allem aus der Türkei oder dem Iran (Galizischer Sumpfkrebs *Astacus leptodactylus*) sowie aus China (Roter amerikanische Sumpfkrebs *Procambarus clarkii*). Mit knapp 10 t stellen Edelkrebse nur einen geringen Anteil (Schulz et al. 2009). Daher ist für Krebszüchter die Speisekrebsproduktion eine interessante Alternative zur Satzkrebsproduktion. Maßgebliche Hürde hierbei ist der lange Zeitraum von ca. 4 Sommern, die Edelkrebse bei guter teichwirtschaftlicher Praxis bis zur Marktreife benötigen. Dies führt zusammen mit dem großen Platzbedarf adulter Edelkrebse zu hohen Kosten, die viele Krebszüchter von der gezielten Produktion von Speisekrebsen abhalten. Es bestehen jedoch in der traditionellen Krebs-Teichwirtschaft verschiedene Anknüpfungspunkte, um die Zeit zur Marktreife zu verkürzen, dadurch die Erträge wesentlich zu steigern und eine wirtschaftlich attraktive Speisekrebsproduktion zu entwickeln. Wir stellen hiermit eine neue Methode zur effizienten Speisekrebsproduktion vor, die auf der kontrollierten Vermehrung adulter Edelkrebse, der kontrollierten Erbrütung der Krebseier (Abb. 1) und dem anschließenden Vorstrecken juveniler Krebse basiert.

Zentrales Element der vorgeschlagenen Produktionsmethode ist die Integration einer geschlossenen Kreislaufanlage in den klassischen Produktionsprozess von Speisekrebsen. Der für die Effizienzsteigerung notwendige Wachstumsvorsprung der Krebse kann vor allem im ersten Sommer über einen sehr vorzeitigen Schlupf und ein Vorstrecken in einer indoor-basierten Kreislaufanlage mit in den Becken erwärmten Wasser erreicht werden (Abb. 2). Sobald die Temperaturen in den Kребsteichen ab Mai 16°C und mehr erreicht haben, können die vorgestreckten Krebse in die Teiche ausgesetzt werden (Jeske 2007). Durch die um etwa 8 Wochen verlängerte Wachstumsphase im ersten Jahr wird – neben stark reduzierter Mortalität – bei den Sömmerlingen ein erheblicher Wachstumsvorsprung erreicht. Ein Teil der Tiere steht dann mit einer Gesamtlänge von 4-5cm und einem Gewicht von 6-7g am Ende des ersten Sommers für die weitere Speisekrebsproduktion zu Verfügung (Abb. 3). Bei guter teichwirtschaftlicher Praxis erreichen die Krebse nach zwei bis drei Sommern ein marktfähiges Gewicht von 70 bis 120g. Für verschiedene intensiv und semi-intensiv produzierten Flusskrebsarten (u.a. *Cherax sp.*) ist diese Kombination der kontrollierten Erbrütung mit anschließender Vorstreckphase und der weiteren Aufzucht in Teichen gut untersucht und etabliert (vgl. Garca de Yta 2009). Für in Mitteleuropa heimische Arten wie *A. astacus* bestehen für die praktische Umsetzung noch Wissensdefizite, die durch die vorliegenden Untersuchungen geschlossen werden. Neben der effizienteren Speisekrebsproduktion eröffnen die gewonnenen Erkenntnisse auch stärker als bisher die Möglichkeit, freilebende Krebsbestände gezielt durch autochtonen Besatz zu etablieren und zu entwickeln.



Abbildung 1: Zentrales Element der Kreislaufanlage ist das an die Produktionshalle angeschlossene Foliengewächshaus. Es erwärmt das Prozesswasser in der Kreislaufanlage und die hier wachsenden Aufwuchsalgen versorgen das System mit Sauerstoff, assimilieren freigesetzte Nährstoffe und stellen diese den Krebsen in Form von Biomasse wieder als Nahrung zu Verfügung.



Abbildung 2: Aufsicht auf eine der verwendeten Brutmaschinen. Die Brutkörbe werden in die Aussparungen der PVC Platte eingehängt. Ein Elektromotor sorgt für eine stete Bewegung der Brutkörbe in der wassergefüllten Wanne, und stellt so die Versorgung der Eier mit frischem Wasser sicher.



Abbildung 3: Kontrolliert erbrütete und 8 Wochen vorgestreckte Krebse (links) im Vergleich zu Tieren, die direkt aus der kontrollierten Erbrütung in die Kребsteiche besetzt wurden (rechts). Dargestellt sind Tiere am Ende der Wachstumsphase des ersten Sommers.

Literatur

- Garca de Yta, A. 2009: Hatchery, nursery, nutrition and stock evaluation of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus*. Dissertation Auburn University, Alabama, USA, 122 S.
- Jeske, H. 2007: Künstliche Erbrütung von Kребseiern. Forum Flusskrebse 7: 20-41.
- Schulz, H.; Gross, H.; Dümpelmann, C. & R. Schulz (2009). Flusskrebse Deutschlands. In: Füreder, L. Flusskrebse: Biologie – Ökologie – Gefährdung. Folioverlag Wien/Bozen: 144 S.

Anschrift des Verfassers

Kai Lehmann, Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
 Abteilung Limnologie
 Am botanischen Garten 9 • 2 4118 Kiel • Tel.: +49 431 8804728
 E-Mail: klehmann@zoologie.uni-kiel.de

Quo vadis, Marmorkrebs? – Zur aktuellen Situation von *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*

Peer Martin

Humboldt-Universität zu Berlin

Als der Marmorkrebs vor etwa 20 Jahren im deutschen Aquarienhandel auftauchte (Lukhaup 2001), traf er bald auf reges Interesse der Wissenschaft. Grund dafür war, dass dieser Flusskrebs unbekannter Herkunft, der nach bisherigen Untersuchungen vom Everglades Sumpfkrebse *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) aus Florida abstammt (Martin et al. 2010a), sich als einziger bisher bekannter Vertreter der etwa 10.000 Decapoda ausschließlich durch Parthenogenese fortpflanzt (Scholtz et al. 2003). Doch nicht nur dieser allgemein für höhere Krebse ungewöhnliche Reproduktionsmodus machte ihn so interessant für die Wissenschaft, sondern vor allem die Tatsache, dass es sich hierbei um eine spezielle Form der Parthenogenese, die Apomixis, handelt (Martin et al. 2007). Bei dieser Art der Fortpflanzung wird die Meiose komplett unterdrückt, wodurch alle Nachkommen der Mutter genetisch vollkommen identisch sind. Dadurch qualifiziert sich der Marmorkrebs zum idealen Modellorganismus beispielsweise für jene Forschungsbereiche, bei denen eine Verfälschung der Ergebnisse durch unterschiedliche genetische Ausstattungen ausgeschlossen werden soll. Eine noch größere Bedeutung könnte diese spezielle Eigenschaft des Marmorkrebse jedoch für die Epigenetik haben, jenen noch relativ jungen, aber aufstrebenden Wissenschaftszweig, der sich im weiteren Sinne mit der Untersuchung von solchen Merkmalsvariationen beschäftigt, die nicht auf eine Änderung der Gensequenz zurückzuführen sind (Vogt 2008). Jedoch hat diese außergewöhnliche Fortpflanzungsmethode auch eine Kehrseite: Einmal in die freie Natur entlassen, ist theoretisch schon ein einziges Individuum in der Lage, eine neue Population zu gründen. Da außerdem keine Männchen produziert werden müssen, ist die Reproduktionsrate auch doppelt so hoch wie die der sich sexuell fortpflanzenden Arten (Maynard Smith 1978). Dadurch können neue Lebensräume schnell bevölkert werden, wie das Beispiel der Einführung des Marmorkrebse in Madagaskar zeigt. In dem Inselstaat bildete der Marmorkrebs schon innerhalb kürzester Zeit nach dem ersten Aussetzen 2003 individuenstarke Bestände mit noch unabsehbaren Folgen für die endemische und damit hochgefährdete Flusskrebsefauna dieser Insel (Jones et al. 2008; Kawai et al. 2009).

In jüngster Zeit mehren sich nun auch verstärkt Freilandnachweise des Marmorkrebse in Europa, davon hauptsächlich in Deutschland (e.g. Chucholl et al. 2012). Während in Madagaskar die Vermutung besteht, dass diese Krebse als proteinreiche Nahrungsergänzung durch Fischer und Reisbauern verbreitet werden (Jones et al. 2008), dürften in Europa alle ausgesetzten Tiere aus der Aquarienzucht stammen (Chucholl & Pfeiffer 2010). Obwohl die europäischen Klimabedingungen weitestgehend unterhalb des Optimums der eher wärmeliebenden Art liegt (Seitz et al. 2005), ist es dem Marmorkrebs dennoch gelungen, auch in unseren Breiten erste stabile Populationen im Freiland zu gründen (Chucholl & Pfeiffer 2010; Wendt 2010). Ob der Marmorkrebs aber ebenfalls ein so erfolgreicher Invasor wie der Kamberkreb *Orconectes limosus* (Rafinesque 1817) oder der

Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Dana 1852) wird, ist zum jetzigen Zeitpunkt noch schwer abzuschätzen. Durch die suboptimalen Wassertemperaturen kann er beispielsweise vielerorts sein invasives Potenzial nur unzureichend bis gar nicht ausnutzen (Martin et al. 2010b). Außerdem stehen den o.g. Vorteilen der asexuellen Vermehrung auch gravierende Nachteile gegenüber. So sind parthenogenetische Linien in der Regel nur kurzlebig, da sich durch die fehlende Rekombination des Erbgutes schädliche Mutationen akkumulieren. Zugleich können sie nur langsam auf veränderte Situationen wie das Auftreten von Räubern, Parasiten oder Krankheiten reagieren (Howard & Lively 1994). Weiterhin ist auch die Reaktion des Marmorkrebses auf konkurrierende Flusskrebsarten bis heute noch völlig unzureichend untersucht (Jimenez & Faulkes 2011).

Ob nun invasiv oder nicht, die größte Bedrohung für die autochthone Flusskrebsfauna geht jedoch vom Marmorkrebs als möglicher Vektor der Krebspest aus. Und auch wenn der endgültige Nachweis dafür noch aussteht, als Nordamerikaner dürfte er sehr wohl zur Übertragung dieser tödlichen Krankheit fähig sein (Oidtmann et al. 2006). Da der Marmorkrebs aufgrund seiner einfachen Zucht in den Aquarienkulturen weit verbreitet ist, wird es sicherlich auch in Zukunft zu illegalen Besatzmaßnahmen kommen, bei denen auch möglicherweise infizierte Tiere in die freie Natur gelangen könnten. Somit bleibt dieser außergewöhnliche Flusskrebskrebs, trotz aller faszinierenden Möglichkeiten, die er der Wissenschaft als Modellorganismus bietet, wohl weiterhin eine - wie die Mitteldeutsche Zeitung etwas reißerisch titelte - „Gefahr aus dem Aquarium“.



Abb. 1: Marmorkrebs mit Gelege

Literatur

Chucholl C, Pfeiffer M (2010): First evidence for an established Marmorkrebs (*Decapoda, Astacida, Cambaridae*) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Aquatic invasions* 5(4): 405-412

Chucholl C, Morawetz K, Groß H (2012): The clones are coming – strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*] records from Europe. *Aquatic invasions* 7(4): 511-519

Howard RS, Lively CM (1994): Parasitism, mutation accumulation and the maintenance of sex. *Nature* 367: 554-557

- Jimenez SA, Faulkes Z (2011): Can the parthenogenetic marbled crayfish Marmorkrebs compete with other crayfish species in fights? *Journal of Ethology* 29(1): 115-120
- Jones JPG, Rasamy JR, Harvey A, Toon A, Oidtmann B, Randrianarison MH, Raminosoa N, Ravoahangimalala OR (2008): The perfect invader: a parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions* 11(6): 1475-1482
- Kawai T, Scholtz G, Morioka S, Ramanamandimby F, Lukhaup C, Hanamura Y (2009): Parthenogenetic Alien Crayfish (Decapoda: Cambaridae) Spreading in Madagascar. *Journal of Crustacean Biology* 29(4): 562-567
- Lukhaup C (2001): *Procambarus* sp. - Der Marmorkrebs. *Aquaristik aktuell* 7-8: 48-51
- Martin P, Kohlmann K, Scholtz G (2007): The parthenogenetic Marmorkrebs (marbled crayfish) produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften* 94: 843-846
- Martin P, Dorn NJ, Kawai T, van der Heiden C, Scholtz G (2010a): The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions to Zoology* 79(3): 107-118
- Martin P, Shen H, Füllner G, Scholtz G (2010b): The first record of the parthenogenetic Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) in the wild in Saxony (Germany) raises the question of its actual threat to European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 5(4): 397-403
- Maynard Smith J (1978): *The Evolution of sex*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Oidtmann B, Geiger S, Steinbauer P, Culas A, Hoffmann RW (2006): Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms* 72: 53-64
- Scholtz G, Braband A, Tolley L, Reiman A, Mittmann B, Lukhaup C, Steuerwald F, Vogt G (2003): Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421: 806
- Seitz R, Vilpoux K, Hopp U, Harzsch S, Maier G (2005): Ontogeny of the Marmorkrebs (Marbled crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *Journal of Experimental Zoology* 303A(5): 393-405
- Vogt G (2008): The marbled crayfish: a new model organism for research on development, epigenetics and evolutionary biology. *Journal of Zoology (London)* 276: 1-13
- Wendt W (2010): Erstnachweis des invasiven Marmorkrebses, *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) *f. virginialis*, für Sachsen-Anhalt. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 47(1+2): 54-60

Anschrift des Verfassers:

Peer Martin
Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Biologie/Vergleichende Zoologie
Philippsstrasse 13
10115 Berlin, Germany
E-Mail: peer.martin@alumni.hu-berlin.de

Erfahrungen mit der Bekämpfung des Marmorkrebsees in Sachsen-Anhalt

Dr. Wolfgang Wendt

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Seit August 2010 ist durch Berichte aus der Regionalpresse des Landes Sachsen-Anhalt und des Internets (BÖHME, 2010; SCHINDLER, 2010) eine Besiedlung des Dorfteiches von Klepzig/Saalekreis mit fremdländischen Krebsen bekannt (Abb. 1). Diese hatten durch ihre in der Region bislang nur von Wollhandkrabben bekannte Überlandwanderung unter Verlassen eines Teiches und nachfolgendem Einfall in benachbarte Wohngrundstücke und einen Kindergarten schnell Fragen bezüglich ihrer Herkunft und Artzugehörigkeit aufkommen lassen. Da die Krebsart bislang nicht zur Fauna des Landes gehörte, kursierten anfangs – selbst unter Einbeziehung von Zoologen der Martin-Luther-Universität Halle – nur Mutmaßungen. Über den schwierigen Weg zur Artbestimmung berichtete der Autor bereits an anderer Stelle (WENDT, 2010). Dort sind auch die ersten Maßnahmen der gemäß Landesnaturschutzgesetz zuständigen unteren Naturschutzbehörde (UNB) des Saalekreises zur Eindämmung des von den Marmorkrebsen ausgehenden Gefahrenpotentials für die autochthonen Edelkrebsbestände beschrieben.

Hier soll ergänzend über die nachfolgenden Aktivitäten und Erfahrungen bei der Gefahrenabwehr mit dem Ziel einer Eliminierung des fremdländischen Krebsbestandes berichtet werden. Der in Frage kommende Katalog an praktischen Maßnahmen wurde am 24. März 2011 auf einer Beratung zwischen Gemeindevertretern, UNB, Kreisnaturschutzbeauftragtem, Halleschem Anglerverein e. V. und dem Landesamt für Umweltschutz als Fachbehörde für Naturschutz abgestimmt.

Da der Dorfteich Klepzig vorrangig die Funktion eines Feuerlöschteiches hat, kam für die Gemeindevertreter eine auch nur zeitweilige Trockenlegung nicht in Frage.

Durch eine materielle Unterstützung des Halleschen Anglervereins mit Krebskörben konnten von Ende März bis Ende Mai 2011 496 Marmorkrebse abgefangen werden, davon waren ab 8. April etwa 10 Weibchen Eier tragend.



Um den Fischbestand und mögliche Krebsprädatoren des Gewässers zu ermitteln, wurde parallel zu der laufenden Abfangaktion am 18. April 2011 eine Elektrofischung durchgeführt. Als potentielle Fressfeinde der Marmorkrebse konnten dabei zahlreiche Flussbarsche, *Perca fluviatilis*, mit einer



Körperlänge bis 25 cm und ein Hecht, *Esox lucius*, mit knapp 60 cm Körperlänge gefangen werden (Abb. 2 +3).

In Unkenntnis des Hechtvorkommens war schon auf der Beratung vom 24. März 2011 erwogen worden, den Prädationsdruck durch die jederzeit im Teich sichtbaren Flussbarsche mit einem Aalbesatz zu verstärken. Diesbezüglich konnten von einem regional ansässigen Fischereibetrieb 10 kg Satzaale mit einem Durchschnittsgewicht von 168g/Stück erworben und am 8. April in den Dorfteich eingesetzt werden. Die etwa 60 Aale hatten eine Körperlänge

von 30 cm bis 45 cm und verfügten somit für die kommenden Jahre über ein hinreichendes, aus der Nahrungsaufnahme zu deckendes Wachstumspotential.

Im November/Dezember 2011 konnten von Mitarbeitern der UNB an 6 Fangtagen insgesamt nur noch 73 Marmorkrebse mit Taschenlampe und Kescher abgefangen werden. In summarischer Bewertung waren die bis dahin eingeleiteten Maßnahmen offensichtlich erfolgversprechend.

Im Folgejahr 2012 wurde der händische Fang von Marmorkrebsen durch Mitarbeiter der UNB des Saalekreises von März bis Mai fortgesetzt. Dabei konnten weitere 215 Exemplare dem Teich entnommen werden. Aufgrund abnehmender Krebszahlen wurde der Fang schließlich eingestellt und auf die weitere Fresstätigkeit der rund 60 Aale, hunderter Barsche und einzelner Hechte vertraut.

Im Frühsommer dieses Jahres konnten die Mitarbeiter der UNB bei 5 Besatzkontrollen nur einen Marmorkrebs nachweisen. Da ein Mitarbeiter nach telefonischer Rücksprache nunmehr auch mit Senken tagsüber aktiv war, wollte der Autor diese Fangaktivitäten am 28. Juni vor Ort in Augenschein nehmen. Bereits unmittelbar nach Ankunft am Dorfteich war dessen massiv verändertes Aussehen auffällig. Der ehemals sich an 2 Teichseiten erstreckende breite Uferbewuchs existierte nicht mehr (Abb. 3 + 4). Statt des UNB-Mitarbeiters waren auch nur 2 mit Aufladearbeiten beschäftigte Gemeindearbeiter am Teich anzutreffen. Sie wurden zu den Hintergründen der Schilfbeseitigung befragt und gaben an, dass im Spätherbst 2012 von einem Förderverein eine grundlegende Beräumung des Teiches durchgeführt wurde. Dazu war der Wasserstand etwa um 2/3 abgesenkt und das Baggergut entnommen und abgefahren worden. Diese Aktion war weder genehmigt noch bis zu diesem Zeitpunkt der "Krebsbearbeiterin" bei der UNB des Saalekreises bekannt. Nach Aussage der beiden an der Aktion auch beteiligten Gemeindearbeiter waren Krebse nicht angefallen, allerdings wurden große Hechte gefangen, gehältert und in ein anderes künstliches Gewässer um-

gesetzt. Der Saalekreis hat aufgrund meiner Mitteilungen inzwischen Ermittlungen eingeleitet und prüft den Sachverhalt hinsichtlich des Vorliegens von Ordnungswidrigkeiten.

Die sich über mehr als 2 Jahre erstreckenden Bemühungen zur lokalen Ausrottung der Pionierbesiedlung des Marmorkrebses wurden durch die ungenehmigte Vereinsaktivität massiv unterlaufen. Der Verbleib des sicher auch Marmorkrebse enthaltenden Baggergutes ist bis zum heutigen Tag ungeklärt. Schlimmstenfalls sind durch diese Verfrachtung und nachfolgende Abwanderungen neue Gewässer vom Marmorkrebs besiedelt. Diese These bedarf einer detaillierten Sachverhaltsermittlung und ggf. nachfolgender Geländekontrollen. Für den Klepziger Dorfteich liegt inzwischen seitens der Gemeinde ein Einverständnis zum erneuten Abpumpen des Dorfteiches im Herbst dieses Jahres vor. In diesem Zusammenhang soll dann auch eine Kalkung des Gewässergrundes mit Brannt- oder Chlorkalk erfolgen. Somit wäre dann erstmals für dieses Gewässer ein Ansatz zur Ausrottung der Pionierbesiedlung gegeben.

Es muss leider einem späteren Vortrag vorbehalten bleiben, über den endgültigen Ausgang der Bekämpfungsmaßnahmen erneut zu berichten.

Literatur

Böhme, R.: Krebse fliehen in den Tod. E-Paper der Mitteldeutschen Zeitung vom 17.08.2010 unter: www.mz-web.de/halle-saalekreis/klepzig-krebse-fliehen-in-den-tod

Schindler, J.: Große Hungersnot in Klepzig. E-Paper auf: www.myheimat.de/de-landsberg--996/natur

Wendt, W. (2010): Erstnachweis des invasiven Marmorkrebses, *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*, für Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 47: 54-60.

Wendt, W. (2011): Erstnachweis des invasiven Marmorkrebses, *Procambarus fallax* (HAGEN, 1870) f. *virginalis*, für Sachsen-Anhalt. Gekürzte Fassung des vorstehenden Artikels in: forum flusskrebse Heft 15: 39-42.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang Wendt
Landesbeauftragter für Artenschutz
Landesamt für Umweltschutz
Reideburger Strasse 47
06116 Halle/Saale
E-Mail: wolfgang.wendt@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Liza Helfen

Biologische Station Mittlere Wupper

Auswirkungen des Signalkrebses auf Feuersalamander-Larven

Der **Signalkrebs** (*Pacifastacus leniusculus*) hat die Wupper zwischen Wuppertal und Solingen flächendeckend besiedelt (vgl. Abb. 1). Die Wupper ist in einem großen Bereich gemäß Natura 2000 als FFH-Gebiet mit der Kennziffer DE-4709-303 „Wupper östlich Wuppertal“ sowie DE-4808-301 „Wupper von Leverkusen bis Solingen“ ausgewiesen und als NSG und § 62-Biotop des Landschaftsgesetzes NRW besonders geschützt. Viele ihrer Quellbäche stehen ebenfalls unter Naturschutz.

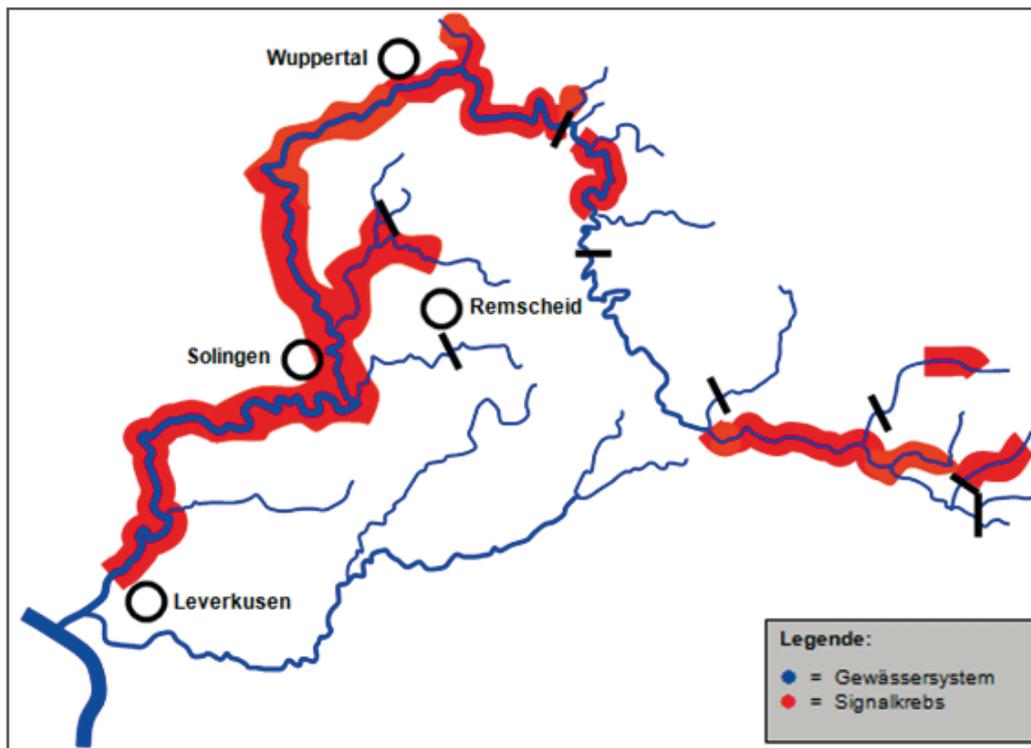


Abb. 1: Verbreitung vom Signalkrebs in der Wupper (verändert nach Edelkrebprojekt NRW, Stand 2013)

Die **Feuersalamander-Larven** (*Salamandra salamandra*) entwickeln sich drei bis fünf Monate nach ihrer Geburt in Gewässern wie den Seitenbächen der Wupper (THIESMEIER UND DALBECK 2011), bevor sie die Metamorphose beenden und ihr Landhabitat aufsuchen. Während der aquatischen Entwicklungszeit sind sie den wasserbewohnenden Prädatoren ausgesetzt.

Dazu zählt v. a. die Bachforelle, die die Ausbreitung des Feuersalamanders limitiert. „Nur unter besonderen Bedingungen (sehr breites, vielgestaltiges Bachbett mit ausgeprägt flachen Randzonen) sollen Fische und Salamanderlarven nebeneinander existieren können“ (THIESMEIER 1992, zitiert in (PASTORS 1993).

Im Rahmen vorliegender Arbeit wurde untersucht, wie weit der Signalkrebs in den Lebensraum der Feuersalamander-Larven eindringt und ob er dort ebenfalls deren Entwicklung und Ausbreitung beeinflusst.

Um den Fragen nachzugehen, wurden zehn Seitenbäche der Wupper untersucht.

Die Hauptkriterien für die **Wahl der Quellbäche** waren erstens, dass diese geeignete Reproduktionshabitate für den Feuersalamander waren. D.h. das nahe Bachumfeld war geprägt von einem überwiegend heimischen Laubwald mit kühlen und feuchten Standortbedingungen. Weiterhin sollten die Bäche Kolke, Wasserstauungen und strömungsberuhigte Bereiche aufweisen, um sowohl für die Feuersalamander-Larven als auch für den Signalkrebs potentiell geeignete Lebensräume zu bieten. Zusätzlich sollte eine Population des Feuersalamanders in den Seitenbächen nachgewiesen sein (BIOLOGISCHE STATION MITTLERE WUPPER (MDL. MITTEILUNG), WEBDER (MDL. MITTEILUNG) UND RADES (1991)).

Nach Tag- und Nachtkartierungen der Fließgewässer bezüglich der Signalkrebse und Feuersalamander wurden folgende **Ergebnisse** erzielt:

Tab. 1: Zusammenfassung der Ergebnisse der Kartierungen im Frühjahr und Sommer 2013

Bachname	Vorkommen Signalkrebs	Max. Dichte Signalkrebs	Wanderbarriere zur Wupper	Vorkommen Feuersalamander	Max. Dichte Feuersalamander
Steinbach	Ja, weitläufig	0,18 / m	Ja	Ja, weitläufig	0,02 / m
Reinshagener Bach	Nein	0	Nein	Ja, weitläufig	0,17 / m
Windhagener Bach	Nein	0	Nein	Ja, weitläufig	0,70 / m
Schildsiepen	Ja, Mündung, unterhalb Barriere	0,10 / m	Ja	Ja, weitläufig	0,80 / m
Strohner Bach	Nein	0	Ja	Ja, weitläufig	0,99 / m
Bertramsmühler Bach	Ja, Mündung	0,02 / m	Nein	Ja, weitläufig	0,19 / m
Hammersbach	Ja, Mündung	0,005 / m	Nein	Ja, mittlerer Verlauf	0,02 / m
Kaltentaler Bach	Nein	0	Ja	Ja, weitläufig	0,28 / m
Hintenmeiswinkler Bach	Nein	0	Nein	Ja, weitläufig	0,21 / m
Vormeiswinkler Bach	Nein	0	Nein	Ja, weitläufig	0,09 / m

Sechs untersuchte Quellbäche der Wupper waren nicht vom Signalkrebs besiedelt, davon war bei drei Bächen eine Einwanderung durch Barrieren versperrt. Die Gründe dafür, dass der Signalkrebs nicht in die Bäche ohne Barriere einwandert, könnte im derzeit noch geringen Abwanderungsdruck in der Wupper liegen, obwohl sie „in Teilen über einen extrem dichten Signalkrebsbestand verfügt“ (GROß UND VAEßEN 2010, unveröff. Bericht des Edelkrebsprojektes NRW).

Lediglich Einzelexemplare waren in drei von zehn Nebenbächen nachzuweisen. Hier gab es in zwei Bächen im unteren Verlauf keine Barriere. Bachaufwärts dienten ein oft steiler Uferstrand bzw. ein Betonrohr mit hohem Absturz als Barriere. Dadurch wurde ihre weitere Ausbreitung verhindert. In dem dritten Bach diente ein Betonrohr unter einer Wanderwegquerung im unteren Bachverlauf mit hohem Absturz als Wanderbarriere, wobei die Signalkrebse diese Barriere innerhalb des Baches theoretisch umwandern können, indem sie über den Uferbereich wandern.

Es ist zu vermuten, dass die Quellbäche, die im Sommer selten eine Temperatur von 20 °C erreichen (SPEKTRUM DER WISSENSCHAFT VERLAGSGESELLSCHAFT MBH 2013), zu kalt für Signalkrebse sind und dies einen Faktor darstellt, dass die Signalkrebse die Quellbäche auch ohne Barriere nicht hochwandern. Im Steinbach, der Bachstauungen aufweist, ist der Bestand des Signalkrebses mit 0,18 Tieren pro Bachmeter der höchste der Untersuchung. Das Wasser im Bachunterlauf wird durch die Bachstau erwärmt. Dort wurden die Signalkrebse vor vielen Jahrzehnten in Bachstauungen ausgesetzt. Von dort aus haben sie den unteren Bachverlauf erobert. Im oberen Bereich wurden keine Signalkrebse kartiert. Ansonsten wäre es ihnen nicht möglich gewesen die Barriere im Mündungsbereich zur Wupper zu überwinden. Die Barriere ist ein über zehn Meter langes Betonrohr mit hohem Absturz. Fehlende Scheren von rund 60 % der Signalkrebs-Funde deuteten auf eine hohe Population vor allem im unteren Verlauf des Steinbaches hin. Die Feuersalamander-Population im Steinbach war schon seit vielen Jahren klein. Das belegen Untersuchungen von RADES (1991) und PASTORS (1993). Sie haben vor 20 bzw. 23 Jahren keine große Populationsdichte vom Feuersalamander im Steinbach vorgefunden. Ein gegenwärtiges Vorkommen der Feuersalamander-Larven gibt an, dass die Signalkrebse einen geringen negativen Einfluss auf die Entwicklung der Feuersalamander-Larven haben. Wäre der Einfluss groß, würden die Larven die Metamorphose nicht beenden, was aber durch Funde von Larven kurz vor dem Landgang nicht bestätigt werden kann.

In einem Vergleich zwischen Bächen, wo der Signalkrebs vorkommt und denen, wo er nicht vorkommt, konnte kein Unterschied in der Entwicklung der Feuersalamander-Larven erkannt werden. In allen Untersuchungsbächen wurde ein Verlust der Feuersalamander-Larven während eines Starkregens mit anschließendem Hochwasser bzw. starker Strömung in den Reproduktionshabitaten der Feuersalamander verzeichnet. „Schon unter naturnahen Verhältnissen sind ca. 30 % einer (Feuersalamander-) Larvenpopulation von der Abdrift betroffen“ (THIESMEIER 1992 B, ZITIERT IN THIESMEIER UND GÜNTHER, 1996). Dies kann dramatische Auswirkungen auf die gesamte Population haben (PASTORS, 1993). Das bedeutet, dass derzeit ein hoher Anteil der Feuersalamander-Larven durch klimatische Faktoren verloren geht.

Im Steinbach konnte sowohl eine **Prädation als auch eine Koexistenz zwischen Feuersalamander-Larven und dem Signalkrebs in ihrem natürlichen Habitat** festgestellt werden.

Die Koexistenz ist allerdings nur möglich, sofern in dem Gewässerbereich genug Kleintiere (Bachflohkrebse, Eintagsfliegen-Larven) zu finden waren, die für den Signalkrebs eine präferierte Nahrungsgrundlage boten. Die Erwärmung des Steinbaches durch die Bachstauungen bietet dem Signalkrebs optimale Lebensbedingungen.

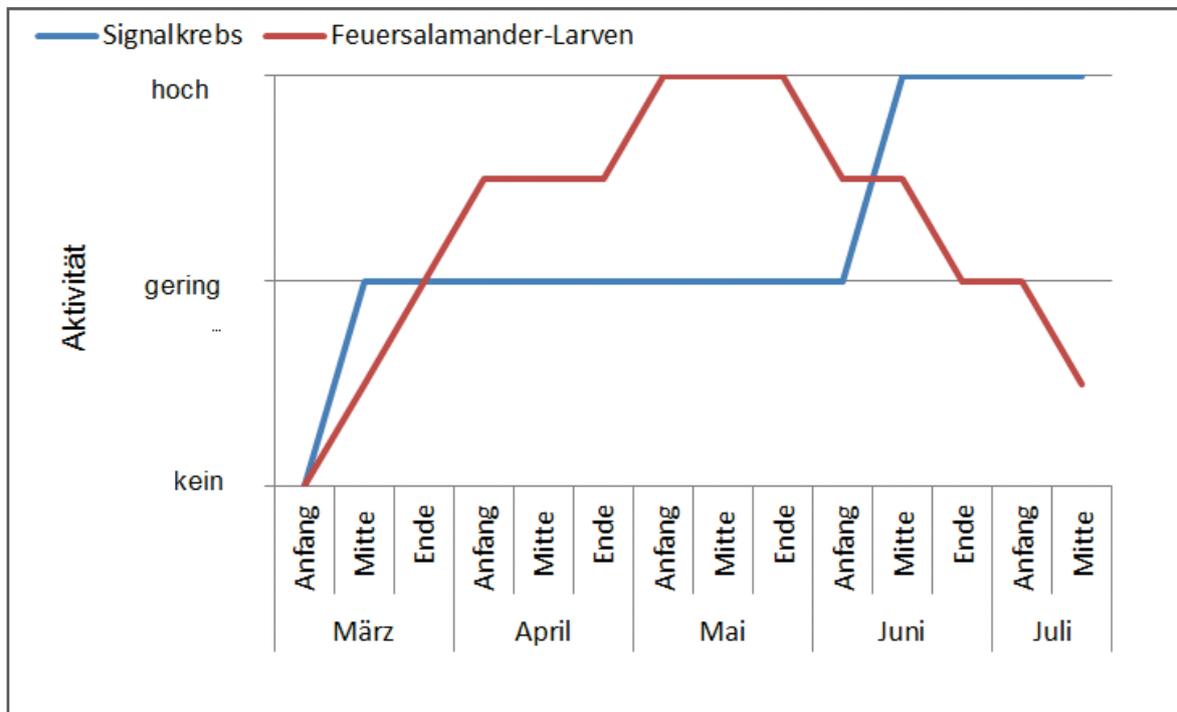


Abb. 2: Darstellung der Aktivitätszeiträume vom Signalkrebs und Feuersalamander-Larven, 2013

Die Habitate der beiden Untersuchungsarten überschneiden sich offensichtlich kaum, sodass es möglich ist, dass die Feuersalamander-Larve nicht zum Nahrungsspektrum des Signalkrebse gehört. Auch ihre **Aktivitätszeiträume sind different**, wie Abbildung 2 verdeutlicht. Zwischen Anfang März und Ende Mai, wenn das Feuersalamander-Weibchen Larven absetzt und die ersten Larven schon Anfang Juni die Metamorphose erfolgreich beenden, zeigt der Signalkrebs geringe Aktivität. Der Signalkrebs lässt sich von April bis Oktober mit Hauptaktivitätszeit zwischen Juli und September nachweisen. Das beruht darauf, dass in diesem Zeitraum die Temperaturen im Wasser in den Sommermonaten höher sind als im Winter und Frühjahr. In dieser Zeit sind schon viele Feuersalamander-Larven an Land gegangen und entziehen sich der Prädation durch den Signalkrebs.

Es konnte im Rahmen der Untersuchungen herausgefunden werden, dass die Signalkrebse im Bergischen Städtedreieck derzeit einen **minimalen negativen Einfluss** auf die Entwicklung der Feuersalamander-Larven haben. Offen bleibt, wie sich der Einflussfaktor ändert, sobald sich der Signalkrebs weiter ausbreitet.

Literatur

GROß, H. UND S. VAEßEN (2010): Pilotprojekt – Maßnahmen zum nachhaltigen Schutz der heimischen Flusskrebsbestände vor invasiven, gebietsfremden Flusskrebsarten. Unveröff.

PASTORS (1993): Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf die Verbreitung und den Reproduktionserfolg des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris*) an Quellbächen in Wuppertal-Cronenberg. Ruhr-Universität Bochum, Wuppertal

RADES, W. (1991): Untersuchung zur Herpetologie und Verbreitung der Herpetofauna des Solinger Raumes. Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Bonn

SPEKTRUM DER WISSENSCHAFT VERLAGSGESELLSCHAFT MBH (2013): Portal wissenschaft-online. Heidelberg. Internetpräsenz

THIESMEIER, B. UND L. DALBECK (2011): Feuersalamander – Salamandra. In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN DER AKADEMIE FÜR ÖKOLOGISCHE LANDESFORSCHUNG MÜNSTER E.V. (2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. Laurenti-Verlag, Bielefeld, S. 297-336

THIESMEIER, B. UND R. GÜNTHER (1996): Feuersalamander – *Salamandra salamandra*. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 82-104

Anschrift der Verfasserin:

Liza Helfen
Lacher Str. 9
42657 Solingen
Tel.: +49 (0) 1578-9042796
E-Mail: liza-helfen@web.de

Zusammenfassung „Auswirkungen von Signalkrebsen auf die Lebensgemeinschaft von Fließgewässern“

Susanne C. K. Vaeßen, Dr. Harald Groß, Marcus Zocher & Prof. Dr. Henner Hollert

1. Einleitung

Die negativen Auswirkungen invasiver Flusskrebsarten – insbesondere des Signalkrebses (*Pacifastacus leniusculus*) – auf heimische Krebsarten sind inzwischen hinlänglich bekannt. Sollte der große Allesfresser sich jedoch nicht nur auf diese, sondern auf die gesamte Biozönose inklusive des Fischbestandes auswirken, sind nicht nur ökologische, sondern auch wirtschaftliche Schäden zu erwarten. Ziel dieses Dissertationsprojekts ist es, die Auswirkungen invasiver Flusskrebse auf heimische Fischarten – insbesondere auch auf die wirtschaftlich bedeutsamen Arten Forelle (*Salmo trutta*) und Lachs (*Salmo salar*) – zu untersuchen. Da Flusskrebse hauptsächlich mit benthischen Fischarten wie Groppen (*Cottus gobio*) oder Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*) interagieren, ist ihr Einfluss auf Freiwasserfische bislang noch wenig erforscht. Da es dabei aber nicht nur zu direkter Konkurrenz und Prädation kommt, sondern auch indirekte Auswirkungen über tiefere Trophiestufen im Ökosystem auftreten können, sollen verhaltensbiologische Untersuchungen durch umfangreiche Freilandbeobachtungen des Gesamtökosystems ergänzt werden.

Die dreijährige Studie umfasst daher eine Kombination aus Freilanduntersuchung (Forellen- und Äschenregion) und Laborexperiment.

1. Die Freilanduntersuchungen konzentrieren sich auf die Erfassung, Kartierung und Quantifizierung von Fischen, Benthos und Makrophyten in Relation zur Anwesenheit und Populationsdichte von Signalkrebsen. Das Hauptaugenmerk liegt hier auf indirekten Krebseffekten auf Fische über tiefer gelegene Trophiestufen.

2. Die Laborversuche werden dagegen direkte Krebseffekte, wie sie durch Verdrängungs- und Prädationsverhalten vermittelt werden, genauer ergründet.

1.2 Theoretischer Hintergrund

Bisher gab es erst drei Studien, die sich mit den Langzeitauswirkungen invasiver Flusskrebse beschäftigten, davon nur zwei mit dem Hauptaugenmerk auf Fischen – und alle kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen.

Degerman et al. (2007) fanden bei Untersuchungen von Bachabschnitten in Jahren mit und ohne Signalkrebsvorkommen keine negativen Auswirkungen auf den Fischbestand.

Wilson et al. (2004) untersuchten die Effekte einer zum Zeitpunkt der Untersuchung 19 Jahre andauernden Rostkrebbs-Invasion (*Orconectes rusticus*) auf das gesamte Ökosystem eines Sees. Im Gegensatz zu Degerman et al. stellten sie fest, dass mit der Invasion des Krebses das Vorkommen der Fischarten, die Beutetierstämme mit ihm teilten, im Laufe der Zeit abnahm, während fischfressende Fische keine Änderungen im Vorkommen aufwiesen.

Diese selektiven Auswirkungen lassen sich leicht durch die Veränderungen im restlichen Ökosystem erklären. Schnecken gingen teilweise von >10000 auf <5 Tiere pro Quadratmeter zurück. Die durchschnittliche Häufigkeit von Libellen (Odonata), Flohkrebse (Amphipoda) und Köcherfliegen (Trichoptera) nahm im gesamten See signifikant ab. Heimische Krebsarten verschwanden nahezu, obwohl die Gesamthäufigkeit von Krebsen durch die hohe Häufigkeit des Rostkrebse weiter anstieg. Die Artenvielfalt submerser Makrophyten nahm an einigen Orten um bis zu 80 % ab. Veränderungen und insbesondere indirekte Auswirkungen auf den Fischbestand treten scheinbar in zeitlichen Ausmaßen auf, die in kürzeren Studien nicht erfasst werden könnten.

Peay et al. untersuchten den Oberlauf eines Bachs in Yorkshire, in dem heimische Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*) vom Signalkrebs verdrängt wurden. Sie verglichen die Populationsdichte der Fische und beider Krebsarten in einem Zeitraum von zwei Jahren. Die Untersuchungen zeigten ein signifikant negatives Verhältnis zwischen Fischen und Signalkrebsen. Probestellen mit Dohlenkrebse (1-2 Krebse pro Fangnacht) wiesen zahlreiche Jungforellen auf (>47/100 m²). Signalkrebse erreichten dagegen nicht nur höhere Dichten (4-8 Krebse pro Fangnacht), an den besiedelten Stellen gab es auch weniger Fische (0-18,8/100 m²) (Peay et al. 2009).

Die Ergebnisse kürzerer Forschungsarbeiten zeichnen dagegen ein klares Bild negativer Auswirkungen von invasiven Krebsen auf heimische Fische. Dabei kann man Versteckkonkurrenz und Nahrungskonkurrenz als Hauptgründe für den Fischrückgang erkennen. Da Kurzzeitstudien aber nicht uneingeschränkt mit Langzeitprojekten vergleichbar sind und um den Rahmen der hiesigen Zusammenfassung nicht zu sprengen, wird jedoch hier nicht weiter darauf eingegangen. Informationen und Literaturquellen dazu können bei der Autorin angefragt werden.

Das Projekt wird am Institut für Umweltforschung, Lehr und Forschungsgebiet Ökosystemanalyse der RWTH Aachen unter Betreuung durch Prof. Dr. Henner Hollert durchgeführt und mit einem Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

2. Methoden

Die Studie besteht aus zwei Untersuchungsfeldern – Untersuchungen im Freiland und Beobachtungen im Labor.

Die Freilanduntersuchungen befassen sich mit den indirekten Auswirkungen der Signalkrebse auf Fische über deren direkte Einflüsse auf das Gesamtökosystem. Insbesondere die Dezimierung des Makrozoobenthos – der im Gewässer vorkommenden Wirbellosen – als wichtige Nahrungsgrundlage für die meisten Fischarten steht hier als Untersuchungsziel im Vordergrund.

Um zu erfassen, ob und wie stark Signalkrebse sich auf Makrozoobenthosgemeinschaften auswirken, wurden zwei vom Signalkrebs besiedelte Untersuchungsgewässer ausgewählt – die Inde bei Aachen und die Ahr in der Eifel. In beiden Gewässern befindet sich der Krebs in der Ausbreitung. Pro Gewässer wurden im Bereich der Signalkrebsverbreitungsgrenze je vier Probestellen von 50 m Länge ausgewählt, die in ihrer Struktur in Bezug auf Bodensubstrat, Strömungsgeschwindigkeit und Ufervegetation möglichst ähnlich ausfallen. Die Verteilung der Stellen ergab sich wie in Tabelle 1 gezeigt mit zwei Stellen im dicht besiedelten Bereich, einer an der jeweiligen Verbreitungsgrenze (mittlere Besiedlungsdichte) und eine im noch unbesiedelten Bereich.

Dichte Besiedlung		Mittlere Besiedlung
Probestelle 1 (keine E-Befischung)	Probestelle 2	Probestelle 3

Tabelle 1: Auswahl der Probestellen entlang der Signalkrebsverbreitungsgrenze

Die zusätzliche Probestelle im Bereich dichter Besiedlung erfolgte als Kontrolle, um im Verlauf der Studie stattfindende Elektrobefischungen als Verursacher für Populationsschwankungen auszuschließen. Diese Stelle wird im Verlauf der Studie nicht elektrisch befischt.

Über die drei Jahre Laufzeit der Studie, die im August 2012 begann, erfolgt jährlich eine E-Befischung (bis auf die genannte Kontrollstelle). Den größeren Teil der Untersuchungen nehmen dreimal jährlich erfolgende Benthosproben ein. Jeweils im Frühjahr, Sommer und Herbst werden alle vier Stellen mit der Methode des Kick-Samplings, wie es auch nach Wasserrahmenrichtlinie angewendet wird, beprobt.

Parallel dazu wird auch das Fortschreiten der Signalkrebsverbreitung durch Reusenlegungen an den Probestellen beobachtet (3x/Jahr). Es ist zu erwarten, dass innerhalb der drei Untersuchungsjahre die Populationsdichte an den Randbereichen zunimmt und die zu Beginn noch unbesiedelten Stellen ebenfalls befallen werden. Im Labor sollen dagegen die direkten Konkurrenzeffekte des Krebses auf Fische beobachtet werden. Zu diesem Zweck werden den Tieren gleiche Bedingungen in Bezug auf Verstecke und Futterangebot zur Verfügung gestellt und dabei die Dichte der zugesetzten Signalkrebse nach unten stehendem Schema variiert (Tabelle 2). Der Versuchsaufbau wurde auf dem Gelände des Fischereiverbands Westfalen und Lippe e. V. in Münster durchgeführt (Abbildung 1).

Becken 1 - 6 Forellen - 0 Krebse	Becken 2 - 6 Forellen - 5 Krebse
Becken 3 - 6 Forellen - 10 Krebse	Becken 4 - 6 Forellen - 15 Krebse

Tabelle 2: Verteilung der Fische und Krebse im Laborversuch bei gleicher Fütterung und Versteckangebot



Abbildung 1: Versuchsbecken auf dem Gelände des Fischereiverbands Westfalen und Lippe e. V.



Abbildung 2: Kamerabild des Versuchsaufbaus im Labor

In jedem Becken wurden 6 Verstecke in Form von 15 cm langen Kunststoffröhren, die auf einem am Boden liegenden Edelstahlgitter befestigt wurden, angeboten. Die Fütterung mit Forellenfutter erfolgte über Automaten in jedem Becken exakt gleich. Gewichtskontrollen der Fische und Krebse wurden monatlich vorgenommen. Zusätzlich wurde der Versuch über eine Woche ununterbrochen mit unter Wasser eingebauten Videokameras aufgezeichnet, um das Konkurrenzverhalten der beiden Arten um die angebotenen Wohnhöhlen zu dokumentieren (Abbildung 2). 2014 wird die Versuchsreihe nach ähnlichem Prinzip auch mit Lachsen durchgeführt werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Freilanduntersuchungen

Von August bis Oktober 2012 wurden durch Reusenbefischungen die Verbreitungsgrenzen der Signalkrebse an Ahr und Inde festgestellt. Die Probestellenauswahl erfolgte im Anschluss wie im Bereich „Methoden“ beschrieben.

An den ausgewählten Probestellen der Inde erfolgten dann Kontrollbereusungen parallel zu den dort stattfindenden Benthosproben dreimal jährlich – eigentlich im Frühjahr, Sommer und Herbst – 2012 wurde allerdings auch im Winter noch eine Reusenlegung durchgeführt. Pro Probestelle wurden stets 5 Reusen gesetzt. Im Winter 2012/13 und Frühjahr 2013 konnten dabei im Bereich mittlerer Besiedlung keine Signalkrebse nachgewiesen werden. Im Spätsommer 2013 stiegen die Fangzahlen rapide an. Im dicht besiedelten Bereich wurden mit je 5 Reusen 56 bzw. 68 Exemplare pro Probestelle gefangen. In der Probestelle mit mittlerer Besiedlung fanden sich 19 Exemplare, im bis dahin noch unbesiedelten Bereich konnten bereits 3 nachgewiesen werden (Tabelle 3). Die Ergebnisse zeigen, dass der Signalkrebsbestand der Inde sich in der Ausbreitung befindet. An der Ahr entfiel die Frühjahrsbereusung aufgrund eines sehr lang andauernden Winters mit widrigen Witterungsbedingungen. Die Fangergebnisse der Inde zeigen jedoch deutlich die Bedeutung der stärksten Aktivitätsphase der Tiere im Spätsommer, was die Notwendigkeit einer Frühjahrsbereusung relativiert. Im Sommer zeigten sich mehr oder weniger erwartungsgemäße Signalkrebsverteilungen.

Probestelle (je 5 Reusen)	Anzahl Krebse Winter 2012/13	Anzahl Krebse Frühjahr 2013	Anzahl Krebse Sommer 2013
1 (dichte Besiedlung)	8 (4,50 cm; 5.3)	7 (4,14 cm; 6.1)	56 (5,14 cm; 30.26)
2 (dichte Besiedlung)	3 (5,58 cm; 1.2)	9 (4,59 cm; 5.4)	68 (5,50 cm; 19.49)
3 (mittlere Besiedlung)	0	0	19 (5,55 cm; 11.8)
4 (keine Besiedlung)	0	0	3 (5,70 cm; 1.2)

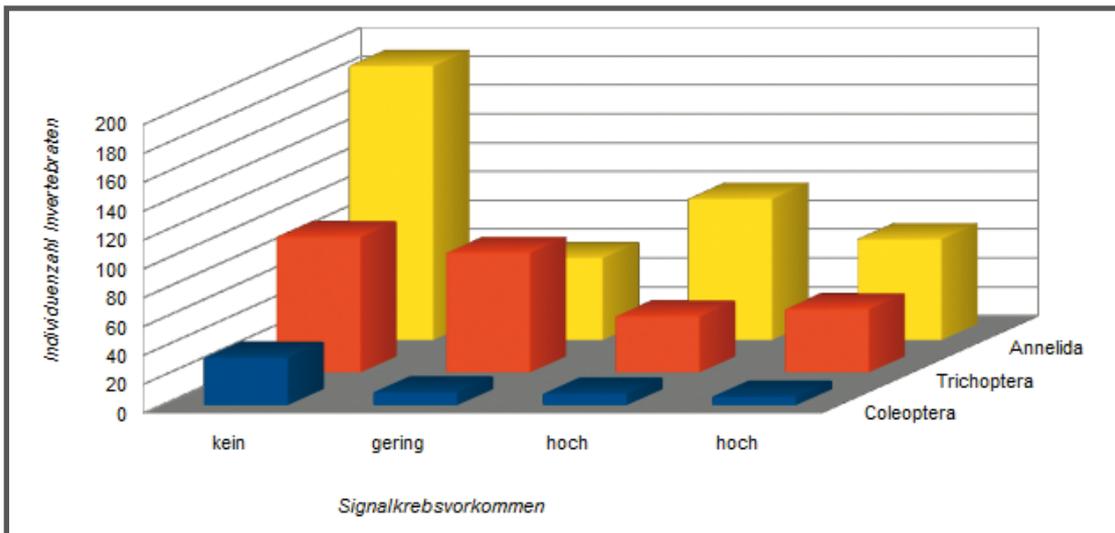
*Tabelle 3: Signalkrebsbereusung an der Inde im Winter 2012/13 und Frühjahr 2013
(zum Konferenzzeitpunkt wird auch der Sommerfang enthalten sein)*

An der 2012 noch unbesiedelten Stelle konnte ein Einzeltier nachgewiesen werden (Tabelle 4). Es ergab sich eine geringere Dichte als an der Inde, was mit der größeren Breite und dem geraderen Bett des Flusses in Verbindung gebracht werden kann. An der schmalen und stark mäandrierenden

Inde konnten pro Reuse deutlich mehr potenzielle Krebsverstecke abgedeckt werden. Fraglich ist, ob an der Ahr die starke Entnahme von Krebsen durch Anwohner (ca. 400 Tiere in 2012) für die geringeren Dichten verantwortlich sein könnte. Abfangversuche an der Inde (außerhalb der hier untersuchten Probestellen) hatten gezeigt, dass die Entnahme von Krebsen eher zu einem Anstieg der Individuenzahlen führten (dort innerhalb eines Jahres bis zu 4000 Tiere entnommen). Die Makrozoobenthosuntersuchungen des Frühjahrs 2013 ergaben an beiden Gewässern bereits potenzielle Signalkrebsinflüsse, die allerdings je nach Gewässer recht unterschiedlich ausfielen. An der Ahr war ein stark erhöhtes Vorkommen von Gliederwürmern (Anneliden) im vom Signalkrebs unbesiedelten Bereich festzustellen (Abbildung 3).

Probestelle (je 5 Reusen)	Anzahl Krebse Sommer 2013 (durchschnittl. Karapaxlänge, Geschlechterverhältnis)
1 (keine Besiedlung, schlechter ökologischer Zustand)	1 (7,0 cm; 1.0)
2 (mittlere Besiedlung)	1 (5,2 cm; 1.0)
3 (dichte Besiedlung)	28 (6,14 cm; 13.15)
4 (dichte Besiedlung)	6 (5,02 cm; 4.2)

Tabelle 4: Signalkrebsbereusung an der Ahr im Winter 2013 (durchschnittliche Karapaxlänge; Geschlechterverhältnis)



Allerdings sind die Ergebnisse der Probestelle 1 hier mit Vorsicht zu genießen. Um die Möglichkeit zu erhalten, an dieser Probestelle eine beginnende Signalkrebsbesiedlung zu beobachten, durfte der Abstand zur unterstrom gelegenen Verbreitungsgrenze nicht zu weit werden. Dadurch musste die Stelle innerhalb eines leicht angestauten Fließabschnitts der Ahr, mit einem schlechteren ökologischen Zustand gewählt werden (Aufstauung mit größeren Schlammanteilen).

Da sich dies aber bereits im Frühjahr so gravierend auf die Benthosvorkommen auswirkte, soll diese Probestelle ab Herbst 2013 weiter nach Oberstrom verlegt werden – auch wenn dort möglicherweise der Signalkrebs innerhalb des Untersuchungszeitraums abwesend bleibt, lassen sich doch zumindest die Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Stellen herausstellen. Tendenziell war ansonsten (innerhalb ökologisch vergleichbarer Stellen) die

Annelidenpopulation im dicht besiedelten Bereich eher stärker ausgeprägt als im unbesiedelten (+ 71,93 % in Probestelle 3, bzw. + 22,81 % in Probestelle 4 jeweils im Vergleich zu Probestelle 2). Neben den Anneliden waren auch mehr Käfer (Coleoptera) im unbesiedelten Bereich nachweisbar. Hier fanden sich im Durchschnitt 4,43-mal so viele Individuen wie in den mit Krebsen besiedelten Bereichen. Auch dabei könnte jedoch der ökologische Zustand der Verursacher sein. Zwischen den schwach und stark besiedelten Probestellen fanden sich keine signifikanten Unterschiede im Käfer-vorkommen.

Deutlich negativ scheinen die Köcherfliegen (Trichoptera) vom Signalkrebsvorkommen beeinflusst zu sein. Diese waren auch innerhalb der ökologisch gleichwertigen Stellen mit hohem Signalkrebsbestand bereits um 53,01 % (Probestelle 3) bzw. 46,99 % (Probestelle 4) im Vergleich zur gering besiedelten Stelle (Probestelle 2) vermindert (Abbildung 3).

Die Ergebnisse zu den übrigen Tiergruppen sind an der Ahr bislang nicht eindeutig.

An der Inde zeichnete sich ein weitaus deutlicheres Bild negativer Signalkrebseinflüsse ab (Abbildung 4).

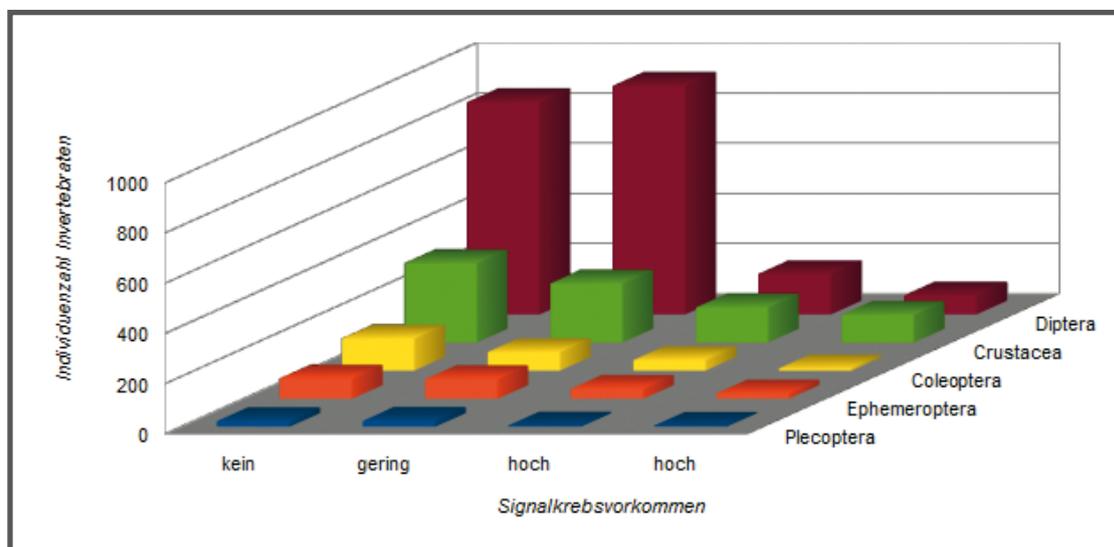


Abbildung 4: Vorkommen von Makroinvertebratengruppen in der Inde bei unterschiedlichen Signalkrebsdichten

Gleich 5 Gruppen erscheinen im Vergleich zur krebsfreien Probestelle deutlich negativ beeinflusst: Crustacea (bis -64,87 %), Ephemeroptera (bis -72,84 %), Plecoptera (bis -78,26 %), Coleoptera (bis -92,25 %) und Diptera (bis -91,12 %). An der Inde ist die Vergleichbarkeit der Probestellen deutlich besser als an der Ahr, da hier von Anfang an eine Auswahl sehr ähnlicher Probestellen möglich war. Bei den übrigen Tiergruppen lässt sich keine zuverlässige Aussage treffen.

Auch die deutlich beeinflusst erscheinenden Gruppen werden jedoch im weiteren Verlauf der Untersuchung noch genauer beobachtet werden müssen. Da durchaus auch zahlreiche andere Faktoren außer Signalkrebsen und Gewässerstruktur für eine Zu- oder Abnahme der Tiergruppen verantwortlich sein könnten, ist die Beobachtung über einen möglichst langen Untersuchungszeitraum essentiell. Die tiefer gehende Bestimmung der Individuen zunächst auf Familien- und später auf Art-niveau, die derzeit bearbeitet wird, wird weitere Rückschlüsse zulassen, ob die Krebse zum Beispiel

Gruppen mit bestimmten Ernährungsvorlieben stärker beeinflussen als andere.

Im Sommer 2013 erfolgten die ersten E-Befischungen der Gewässer. An der Ahr konnte dabei Probestelle 1 nicht mit bewertet werden, da hier der ökologische Zustand nun gänzlich abweichende Ergebnisse auslöste. Probestelle 4 wurde aus oben genannten Gründen nicht befischt (siehe Abschnitt „Methoden“). Der Vergleich der Probestellen 2 (geringe Besiedlung) und 3 (dichte Besiedlung), die strukturell sehr ähnlich waren, lassen eine Abnahme von Groppen- (-61,17 %), Schmerlen- (-88,97 %), und Forellenvorkommen (-76,92 %) mit zunehmender Signalkrebsdichte erkennen (s. Abbildung 5). Elritzenbestände nahmen dagegen mit der Populationsdichte der Krebse um 46,90 % zu. Dies kann durch den geringeren Fraßdruck seitens des verminderten Forellenbestands erklärt werden. Auch besteht die Möglichkeit, dass durch den erhöhten Signalkrebsbestand ein stärkerer Eintrag von Feinsedimenten entsteht, was der Elritze als Sediment-Laicherin Vorteile bringen kann.

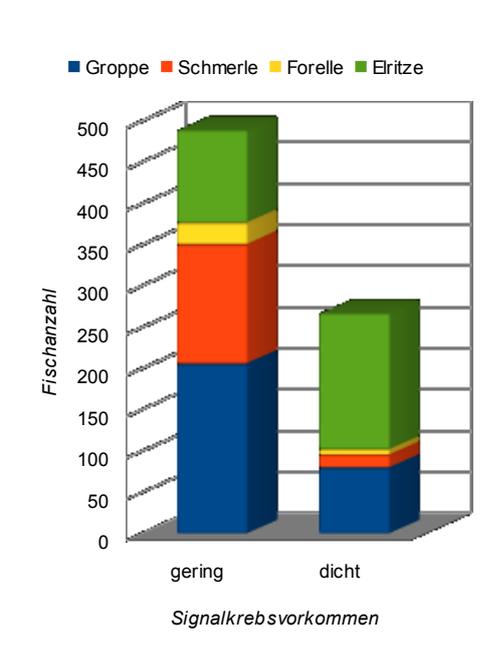


Abbildung 5: Ergebnisse der Elektrofischung an der Ahr (Sommer 2013)

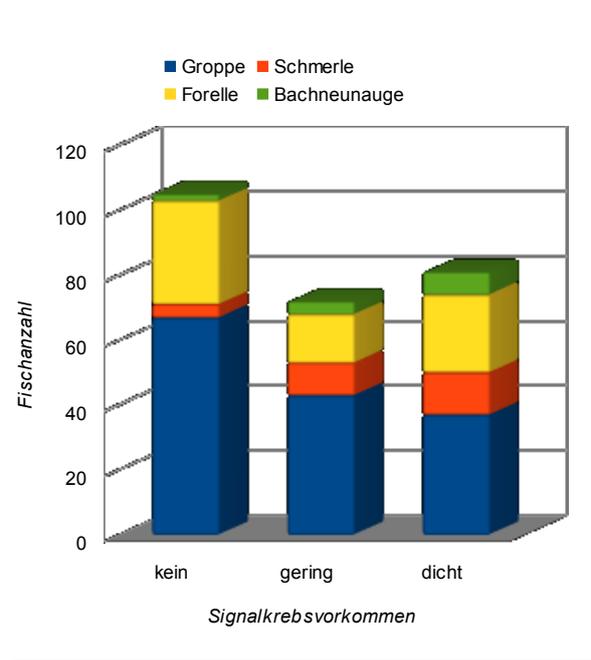


Abbildung 6: Ergebnisse der Elektrofischung an der Inde (Sommer 2013)

An der Inde konnten aufgrund der besseren strukturellen Vergleichbarkeit alle 3 befischten Stellen ausgewertet werden. Hier nahmen Groppen ebenfalls mit dem Signalkrebsbestand ab (-35,82 % bei mittlerer Besiedlung, -44,78 % bei dichter Besiedlung). Schmerlen und Bachneunaugen nahmen dagegen mit dem Signalkrebsbestand tendenziell eher zu – allerdings bei geringer und damit wenig signifikanter Individuendichte (s. Abbildung 6).

Bei Forellen war das Ergebnis in Bezug auf die Populationsdichte nicht eindeutig. Die durchschnittliche Individuengröße sank jedoch mit dem Signalkrebsvorkommen. Insgesamt sind somit die Ergebnisse der Elektrofischungen noch nicht ganz eindeutig.

Groppen scheinen am deutlichsten vom Signalkrebs beeinflusst zu werden, was wohl mit ihrer bodennahen, nachtaktiven Lebensweise zu erklären ist, wie sie auch der Krebs aufweist.

Außerdem ist die Gruppe besonders stark von Invertebraten als Nahrungsquelle abhängig. Ähnlich wie bei den Benthosproben wird auch hier die Beobachtung über den Gesamtzeitraum von drei Jahren zeigen, welche Fangergebnisse dauerhaft bestehen und welche möglicherweise durch gänzlich andere Faktoren außer den Krebsen beeinflusst werden.

Beckennummer	26.02.13	11.04.13	02.05.13	25.06.13	11.07.13
1 (0 Krebse)	213 g	355 g (+ 66,67 %)	383 g (+ 7,89 %)	523 g (+ 36,55 %)	466 g (- 10,90 %)
2 (5 Krebse)	351 g	387 g (+ 10,26 %)	388,5 g (+ 0,39 %)	419 g (+ 7,85 %)	528 g (+ 26,01 %)
3 (10 Krebse)	352 g	407 g (+ 15,63 %)	412 g (+ 1,23 %)	511 g (+ 24,03 %)	426 g (- 16,63 %)
4 (15 Krebse)	236,5 g	431 g (+ 82,24 %)	441 g (+ 2,32 %)	550,5 g (+ 24,83 %)	438 g (- 20,44 %)

Tabelle 5: Fischgesamtwichte während der Laborbeobachtung - Zuwachsraten in Bezug auf die voran gegangene Messung in Klammern)

3.2 Beobachtungen im Labor

Die Ergebnisse der Laborbeobachtungen fielen uneindeutig aus (s. Tabelle 5 – Märzmessung aufgrund von Vereisung nicht möglich). Zunächst wuchs die Fischgruppe mit den meisten Krebsen am schnellsten, dicht gefolgt von der Gruppe ohne Krebse. Die letztere zeigte bis zum Juli 2013 dann stets die größte Zuwachsrate. Dennoch lässt sich dadurch nicht zwingend auf einen Einfluss der Krebse durch Nahrungskonkurrenz schließen, da in den Gruppen, die mit Krebsen gehalten wurden, stets die Gruppe am schnellsten wuchs, die mit den meisten Krebsen gehalten wurde, während die Wachstumsrate der Fische mit geringerem Krebsbestand abnahm. Im Juli erreichte die Wassertemperatur ihren Höchstwert, so dass am Ende des Monats der Versuch beendet wurde. Zu diesem Zeitpunkt verendeten zwei der Fische in dem Becken mit 10 Krebsen. Einer davon starb nachweislich an einer Pilzinfektion, nachdem er eine Verletzung durch eine Krebszange erlitten hatte (Abbildung 7).

Der zweite Fisch war zum Zeitpunkt des Auffindens bereits stark durch Krebse angefressen worden. Geschwächte Tiere wurden definitiv umgehend von den Krebsen angegriffen. In der steigenden Temperatur ist mit großer Wahrscheinlichkeit auch die teilweise Gewichtsabnahme der Fische – und der anschließende Verlust zweier Individuen zu diesem Zeitpunkt begründet. Lediglich die Versuchsgruppe des zweiten Beckens zeigte hier noch Zuwachs. Auffällig bei den Laborversuchen war eine mögliche positive Auswirkung der Krebse. Das Becken ohne Krebse wies stets starke Verschmutzung des Bodens auf, während das Becken mit den meisten Krebsen am saubersten blieb. Dies ist durch die Nahrungsaufnahme der Krebse zu erklären, die Futterreste vom Boden aufnehmen, resuspendieren und so der Filteranlage zurarbeiten.

Ob die Krebse Forellen aus Höhlen verdrängen, wird die Auswertung der Videoergebnisse zeigen, die im Winter 2013/14 erfolgen wird.



Abbildung 7: Bachforelle mit verpilzter Hautverletzung

4. Literatur

Degerman, E. et al. 2007. Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? – A field survey and prospects. *Environmental Biology of Fishes* 78(3), 231-239.

Peay, S. et al. 2009. The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 12, 394-395.

Wilson, K. A. et al. 2004. A long-term rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) invasion: dispersal patterns and community change in a north temperate lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(11), 2255-2266.

Anschrift der Verfasserin:

Susanne Vaëßen
RWTH University Aachen
Institut für Umweltforschung
E-Mail: susanne.vaessen@rwth-aachen.de



Dr. Harald Groß

Edelkrebsprojekt NRW

1. Warum Gegenmaßnahme?

Die bisher in Europa vorkommenden heimischen und nicht heimischen Flusskrebarten sind klassische Allesfresser und können daher viele unterschiedliche Nahrungsquellen nutzen. Da Flusskrebse je nach Gewässerstruktur sehr hohe Dichten von über 10 Individuen pro m² erreichen, nehmen sie einen erheblichen Teil der tierischen Biomasse ein und können so auch großen Einfluss auf ihre Nahrungsressourcen nehmen. Ein negativer und im Vergleich zu heimischen Arten größerer Einfluss des Signalkrebses auf Pflanzen und Kleintiere konnte durch verschiedene Arbeiten gezeigt werden. Die Ergebnisse der Beeinflussung von Fischbeständen sind noch nicht eindeutig, wobei eine Konkurrenz um Lebensraum und Nahrung zum Nachteil der Fischfauna wahrscheinlich ist. (Vaeßen 2012). Die zunehmenden Klagen der Fischerei weisen auch auf eine nicht unerhebliche Konkurrenz zu Fischen hin. Da sich die invasiven Flusskrebarten - v.a. der Signalkrebs - weiter ausbreiten werden, sind deutliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften der Gewässer zu befürchten.

Daher sind Maßnahmen gegen invasive Flusskrebse nicht nur zum Schutz der heimischen Flusskrebse, sondern auch zum Schutz der Gewässer, ihrer biologischen Vielfalt und der fischereilichen Ressourcen geboten. Da einzelne Arten auch eine deutlich höhere Grabaktivität und Individuendichte als die heimischen Arten haben, kommt noch die Gefahr einer verstärkten Ufererosion hinzu.

2. Gesetze

Die gesetzliche Lage in Deutschland und wahrscheinlich auch in den benachbarten Ländern ist klar. So ist nach § 40 (4) Bundesnaturschutzgesetz ein Ausbringen von nicht heimischen Arten verboten. Zusätzlich treffen die Landesfischereigesetze noch Regelungen zum Verbot des Aussetzens nicht heimischer Fische, Flusskrebse und Muscheln. Das Bundesland Bayern hat hier die weitest reichende Regelung und verbietet das Aussetzen von Zehnfußkrebsen in Gewässern jeder Art, was auch kleine Privatgewässer einschließt.

Leider hat die Erfahrung gezeigt, dass diese Gesetze das Aussetzen nicht unterbinden können. So ist eine Kontrolle kaum möglich und bisher werden Vergehen mit geringen Strafen belegt bzw. die Verfahren eingestellt. Darüber hinaus werden teilweise nicht heimische Arten als heimische angeboten bzw. sogar für den Besitz empfohlen. Oft fehlt auch die ausreichende Artenkenntnis von Käufer und Verkäufer. Zusätzlich ist der Aquarien- und Gartenteichhandel mit Internetverkauf unreglementiert. Um das Aussetzen wirklich gesetzlich einzuschränken, sind nur ein Handelsverbot bzw. Handelseinschränkungen effektiv.

Neben dem Verbot des Aussetzens fordert § 40 des Bundesnaturschutzgesetzes geeignete Maßnahmen zu treffen, um einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch Tiere und

Pflanzen nicht heimischer oder invasiver Arten entgegenzuwirken. Darüber hinaus sollen die zuständigen Behörden des Bundes und der Länder unverzüglich geeignete Maßnahmen ergreifen, um neu auftretende Tiere und Pflanzen invasiver Arten zu beseitigen oder deren Ausbreitung zu verhindern. Derzeit sind diese Behörden weder personell noch materiell in der Lage, dieses Gesetz umzusetzen. Zusätzlich fehlt es oft an geeigneten bzw. erprobten Methoden zur Umsetzung. Die derzeit bei den invasiven Flusskrebse durchgeführten Maßnahmen stecken überwiegend noch in der Erprobungsphase und es sind noch keine klaren Aussagen zu treffen, ob sie wirklich nachhaltig wirksam sind.

3. Vorsorge / Information

Es ist unbestritten, dass die Vorsorge über Information eine sehr wichtige Maßnahme ist, das Aussetzen von nicht heimischen Arten einzudämmen. Aus diesem Grund sind in den letzten Jahren eine Vielzahl von Informationsmaterialien herausgebracht worden. Zusätzlich gibt es viele Bemühungen, das Thema Neobiota auch über Presse, Internet und Fernsehen zu verbreiten. Es ist dadurch sicher in den letzten Jahren einiges erreicht worden. Um aber wirklich ausreichenden Erfolg zu haben, sind noch deutlich größere Anstrengungen notwendig. Dabei ist es wichtig, die Information flächendeckend v.a. im Zoofachhandel und in der Fischerei zu verbreiten. Sehr wichtig ist auch, das Thema nicht heimische Arten in die jeweiligen Fischerprüfungen aufzunehmen.

4. Verhindern der Ausbreitung

In Europa, aber auch in den USA gibt es Versuche, die weitere Ausbreitung invasiver Flusskrebse im Gewässer zu stoppen. Dabei zielen die Maßnahmen überwiegend auf den Signalkrebs ab, der derzeit in mittleren und kleinen Fließgewässern eine sehr große Ausbreitungstendenz zeigt. So wird v.a. versucht, die Ausbreitung durch neu errichtete „Krebssperren“ bzw. den Umbau bestehender Wanderbarrieren aufzuhalten.

Bei der Konstruktion und dem Bau von Krebssperren sind verschiedene Punkte zu beachten und meist eine spezielle Lösung für den Standort notwendig. Da Krebse Barrieren auch über Land umgehen können, ist es notwendig, eine ausreichend lange Uferstrecke unterhalb der Sperre mit einzuschließen (Groß 2003, Jean-Richard 2012). Schon verbaute Gewässerbereiche eignen sich daher besonders.

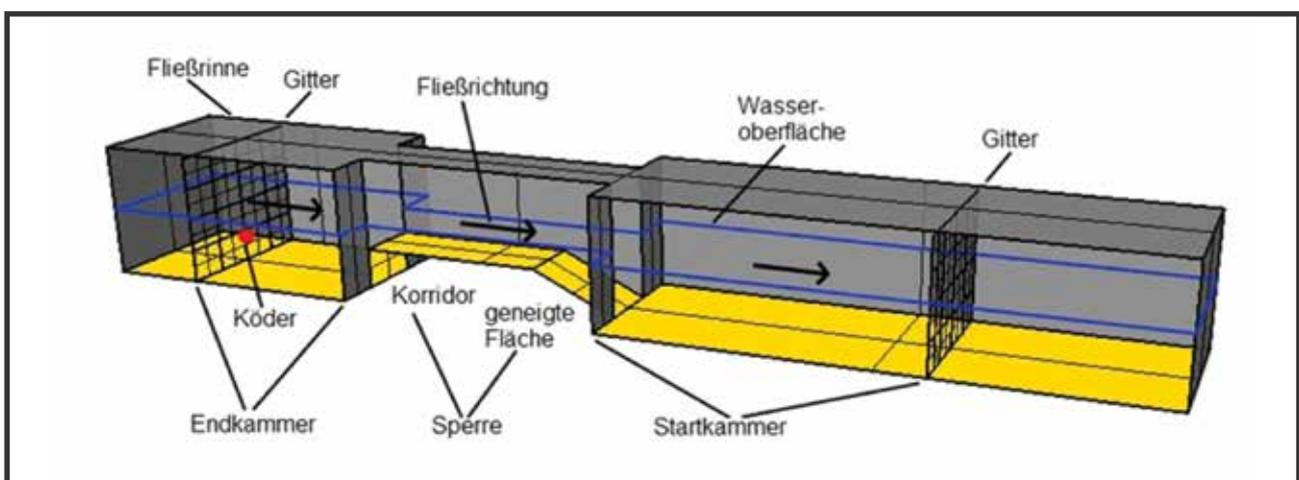


Abb. 1: Prototyp der im Fließkanal getesteten fischpassierbaren Krebssperre

Eine strukturarme Gewässersohle direkt unterhalb der Sperre kann verhindern, dass sich Flusskrebse dort länger aufhalten bzw. es zu einer hohen Bestandsdichte kommt. Zusätzlich ist eine regelmäßige Kontrolle bzw. sind geeignete Maßnahmen notwendig, um zu verhindern, dass Krebssperrren z.B. durch angeschwemmtes Holz zeitweise überkletterbar werden. An einem wenig zugänglichen Standort ist die nicht ganz unerhebliche Gefahr, dass z.B. Kinder Krebse über die Barriere tragen, verringert. Eine absolute und dauerhafte Sicherheit ist durch Krebssperrren daher bisher nicht zu gewährleisten.

Durch den Einbau von Krebssperrren ergibt sich ein Widerspruch zur EU-Wasserrahmenrichtlinie, die eine lineare Durchgängigkeit fordert. Um diesen Konflikt zu entschärfen, entstand die Idee einer „fischpassierbaren Krebsperre“.

Mittlerweile wurde im Labor ein Prototyp einer derartigen Sperre entwickelt (Abb. 1), die eine Aufwärtswanderung von adulten Signalkrebsen und Roten Amerikanischen Sumpfkrebsen verhindern konnte, von Kleinfischen wie der Koppe aber zu überwinden war (Vaeßen et al. 2013, Waldhoff & Rösler 2013). Dabei stellte sich heraus, dass beide Krebsarten widererwartend Hindernisse auch erfolgreich schwimmend überwinden. Konstruktionsansätze, die dies nicht unterbinden, sind daher nicht geeignet.

Als Einsatzort einer solchen fischpassierbaren Krebsperre ist in erster Linie an Fischwanderhilfen gedacht, die auch Flusskrebsen eine Überwindung von größeren Wehren ermöglichen. An diesen Standorten geht es nicht nur um den Schutz der heimischen Flusskrebse, sondern auch um den Schutz des gesamten Gewässers. Dies ist auch im Zusammenhang mit der Ausbreitung des Kalikokrebses oder zukünftig auftretenden Flusskrebsarten zu sehen.

Das nächste Ziel wäre, den Prototyp in einem Freilandversuch zu testen. Weiterhin sind noch Laborversuche mit anderen Krebsarten und Krebsgrößen sowie Fischen wünschenswert. Auch eine Ergänzung mit einer Fang- oder Ableiteinrichtung sollte erfolgen. Fest installierte Abfangstationen ohne Sperre sind nicht in der Lage, alle aufwandernden Krebse abzufangen und können die Ausbreitung so nicht auf längere Zeit verhindern.

5. Reduzierung der Bestandsdichte

Bei einem schon etablierten Bestand könnten die zu befürchtenden negativen Auswirkungen von invasiven Flusskrebsen auf ein Gewässer durch eine Bestandsreduzierung verringert werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, so die weitere Ausbreitung zumindest zu verlangsamen.

Die übliche Entnahme überwiegend männlicher Speisekrebse hat in der Regel eine Verringerung der durchschnittlichen Größe der Tiere und eine Zunahme der Bestandsdichte zur Folge (Frutiger & Müller 2002). Daher muss eine effektive Bestandsreduzierung einen anderen Ansatz wählen, der je nach Krebsart auch noch unterschiedlich sein kann (Holdich et al. 1999).

Naheliegender ist die Entnahme aller zu fangenden Tiere, wobei hier je nach Gewässer der Einsatz von Reusen als auch der Handfang zum Einsatz kommen kann. In einem kleinen Bach mit maximal zwei Meter Breite konnte in NRW ein Bestand des Kamberkrebse mit noch vertretbarem Aufwand über Handfang gänzlich entfernt werden. Dabei reproduzierte der Kamberkreb hier offensichtlich nicht.

In etwas größeren Bächen ist scheinbar mit großem Fangaufwand eine Bestandsreduzierung über Reusenfang möglich, auf die eine Signalkrebspopulation aber offensichtlich schnell mit einem höheren Aufkommen von Jungkrebsen reagiert (Zocher 2012).

Fischereiverein	Gesamtfang	Fangnächte	Durchschnittsfang <i>pro Nacht</i>
ASV Leverkusen	10	5	2
SAV Bayer Leverk.	1298	70	19
SFV Remscheid	1319	6	220
Berg. Fliegenfischerclub	1220	7	174
ASV Wuppertal	219	10	22
Fa. Erfurt	1873	14	134
Berg Fischereiverein	3811	85	45
SFV Wipperfürth	98	22	4
Summe	9848	219	45

Tab. 1: Signalkrebsfang an der Wupper 2012

In größeren Fließgewässern muss offensichtlich über einen längeren Zeitraum ein sehr großer Fangaufwand betrieben werden, um auf einen Flusskrebsbestand überhaupt merklichen Einfluss zu nehmen. Ein Projekt des Edelkrebprojektes NRW an der Wupper mit den ansässigen Angellvereinen hat gezeigt, dass zwar eine hohe Bereitschaft vorhanden ist (Tab. 1), der notwendige Fangaufwand in einem größeren Gewässer aber durch Vereine kaum zu leisten ist. Zumindest war hier trotz erheblicher Entnahme von Krebsen kein Effekt nachzuweisen (Abb. 2). Ob durch effektivere Methoden wie z.B. fest installierte und schnell zu leerende Reusen die Kapazitäten ausreichen, ist fraglich.

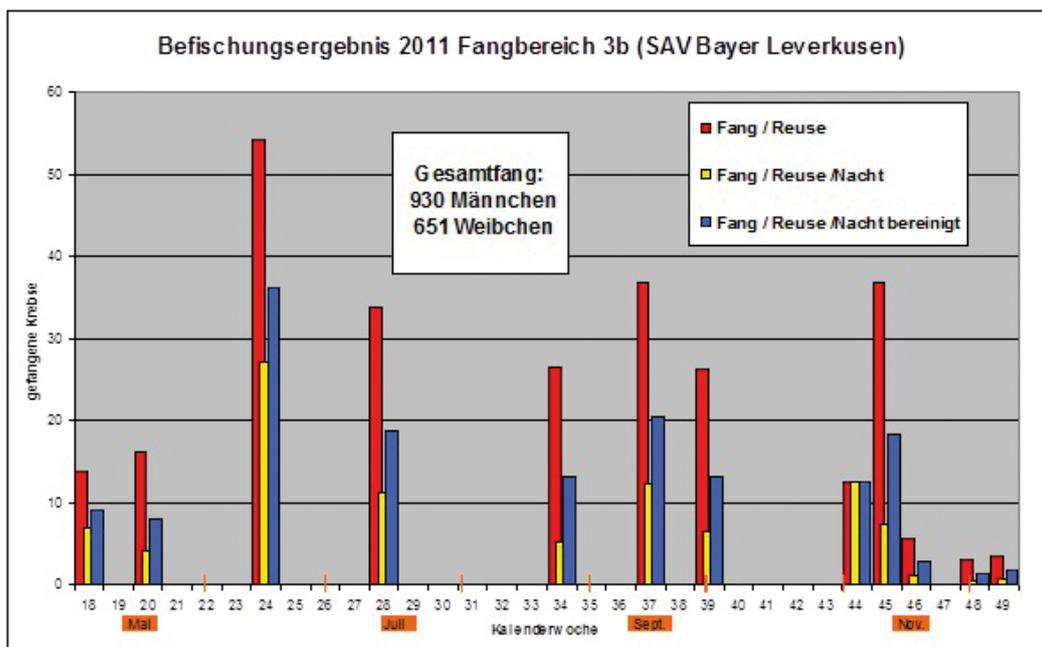


Abb. 2: Jahresfang von Signalkrebsen an der Wupper auf ca. 100 m

Eine intensivere und langfristige Bewirtschaftung von invasiven Krebsbeständen könnte durch Berufsfischer erfolgen. Hier sollte aber das Ziel einer deutlichen Reduzierung der Bestandsdichte und nicht der maximale und nachhaltige Profit im Vordergrund bleiben. In Spanien werden heute pro Jahr ca. 300 Tonnen des dort sehr invasiven Roten Amerikanischen Sumpfkrebse nach der Naturland-„Wildfisch“-Richtlinie gefangen (Stark 2012). Eine Nutzung der schon jetzt immensen Signalkrebsbestände in Mitteleuropa könnte sich auch hier etablieren. Dabei ist sehr wichtig, dass diese Tiere ausschließlich in den Verzehr gelangen und es nicht über den Gartenteichhandel zu einer weiteren Verbreitung kommt.

Da männliche Tiere mehrere weibliche Tiere begatten können, hat deren Entnahme kaum Einfluss auf die Reproduktion. Demgegenüber wirkt sich die Entnahme von weiblichen Tieren direkt auf die Reproduktion aus. Zusätzlich wird durch die Entnahme der großen männlichen Tiere Lebensraum für Jungkrebse frei, was zu der beobachteten Steigerung der Bestandsdichte führt. Würden die großen Männchen im Gewässer verbleiben, würde dieser Effekt ausbleiben und die Jungkrebse möglicherweise noch durch Kannibalismus reduziert. Sicher hat ein Flusskrebsbestand mit einem hohen Übergewicht an männlichen Tieren im Vergleich mit einem Übergewicht an weiblichen Tieren eine geringe Reproduktionsfähigkeit.

Leider ist es trotz mehrerer Versuche bisher nicht gelungen nachzuweisen, ob die selektive Entnahme von weiblichen Flusskrebsen einen Bestand effektiver und nachhaltiger reduzieren kann.

Beim Roten Amerikanischen Sumpfkrebs wurde im Schübelweiher keine merkliche Bestandsreduzierung durch Reusenfänge erreicht (Frutiger & Müller 2002). Eine erhebliche Bestandsreduzierung war aber nach dem Besatz von Aalen festzustellen. In einem abgeschlossenen kleineren Teich in NRW waren die Ergebnisse bei massivem Besatz von Aalen ebenfalls positiv (mündl. Mitteilung C. Burk). Die Förderung von Fressfeinden, wie v.a. dem Aal, ist zumindest in abgeschlossenen Gewässern und je nach Krebsart eine geeignete Methode zur effektiven Bestandsreduzierung.

6. Beseitigung

Die vollkommene Beseitigung von invasiven Flusskrebsen aus einem Gewässer ist mit Ausnahme von Einzelfällen mit den vorhandenen bzw. erlaubten Methoden nicht möglich. Auch durch ein Ablassen des Gewässers und Absammeln der Krebse mit anschließender Kalkung und Ausfrieren ist keine vollkommene Beseitigung der Tiere garantiert.

Eine Beseitigung der Tiere durch Gifteinsatz in einem abgeschlossenen Teich war sowohl NRW (mündl. Mitteilung C. Burk) als auch in der Schweiz (Frutiger & Müller 2002) nicht genehmigungsfähig. Andere Versuche, z.B. mit Einleitung von Gülle, erbrachten auch nicht den erhofften Erfolg.

Eine Möglichkeit, die im Hinblick auf die Beseitigung von invasiven Flusskrebsen immer wieder diskutiert wird, ist die Infektion mit Krankheiten. Kann es Krankheiten der europäischen Flusskrebse geben, gegen die amerikanische Arten sehr anfällig sind? Ist es möglich, dass Bestände amerikanischer Flusskrebse, die lange nicht mit der Krebspest in Kontakt waren, die Immunität verlieren und so sehr selektiv mit einer Krebspestinfektion zu beseitigen wären? Ungeklärte Krebssterben bei amerikanischen Beständen schüren immer wieder diese Hoffnung.

Es wäre zu wünschen, dass weiter an der Entwicklung effektiver Gegenmaßnahmen gearbeitet wird, um den heimischen Flusskrebse wieder eine bessere Perspektive zu bieten. Der Fokus sollte hier auf kleineren Gewässern liegen, in denen Gegenmaßnahmen deutlich größere Aussicht auf Erfolg haben.

Literatur

Frutiger A. & R. Müller (2002): Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher – Auswertung der Maßnahmen 1998 – 2001 und Erkenntnisse.- EAWAG, Ch-8600 Dübendorf, 25 S.

Groß H. (2003): Lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern – ein Risiko für Reliktvorkommen des Edelkrebses (*Astacus astacus*)?.- Natur und Landschaft 78, 33 – 35.

Holdich D.M., R. Gydemo & D.W. Rogers (1999): A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. 245 – 270. In: Gherardi R. & D.M. Holdich Crayfish in Europe as Alien Species. How to make the best of a bad Situation? Crustacean issues 11, Rotterdam.

Jean-Richard, Peter (2012) : Krebsperren für kleinere Gewässer.- im Internet unveröffentlichte Projektbeschreibung, 13 S.

Stark M. (2012): Fischerei auf den Louisiana Flusskrebs (*Procambarus clarkii*) im Embalse de Orelana (Extremadura, Spanien) mit Reusen.- Öffentliche Version - Auditbericht Nachhaltige Fischerei gemäß den Naturland „Wildfisch“ Richtlinien, 20 S.

Vaeßen, S (2012): Einfluss von Flusskrebsen in Gewässern.- unveröffentl. Literaturlauswertung im Auftrag des Edelkrebsprojektes NRW, 11 S.

Vaeßen S., D. Herrmann, B. Beinlich, R.M. Frings, H. Groß, H. Hollert, K. Rathke & H. Schüttrumpf (2013): Entwicklung einer fischpassierbaren Krebsperre.- Wasser und Abfall, 15 (6), 35 – 40.

Waldhoff P. & K. Rösler (2013): Weiterführende Untersuchungen der fischdurchgängigen Krebsbarriere mit dem Roten Amerikanischen Sumpfkrebs.- unveröffentl. Projektbericht der Universität Höxter, 44 S.

Zocher M. (2012): Signalkrebse an Inde und Iterbach.- unveröffentl. Zusammenstellung der Signalkrebsbekämpfung, 9 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Harald Groß
Edelkrebsprojekt NRW
Neustraße 7
D-53903 Bad Münstereifel
Tel: +49 (0) 2253 960859
E-Mail: astacus@t-online.de

Ökologische Anpassung invasiver Arten durch epigenetische Mechanismen: ein Teilaspekt des Marmorkrebs-Projekts am Deutschen Krebsforschungszentrum Heidelberg

Dr. Günter Vogt, Günter Raddatz, Cassandra Falckenhayn, Katharina Hanna, Tanja Musch, Prof. Dr. Frank Lyko

Abteilung für Epigenetik, Deutsches Krebsforschungszentrum, Heidelberg

Einleitung

Invasive oder absichtlich freigesetzte allochthone Arten können einheimische Arten stark dezimieren oder sogar ausrotten, Ökosysteme verändern und erhebliche wirtschaftliche Schäden verursachen. Beispielsweise werden die Schäden und Bekämpfungskosten, die durch eingeschleppte Pflanzen, Tiere und Mikroben in den USA jährlich verursacht werden, auf mehr als 140 Milliarden US\$ geschätzt (Pimentel et al. 2001). Ein gutes deutsches Beispiel für die ökologischen Auswirkungen invasiver Arten ist die zunehmende Verdrängung der einheimischen Flusskrebse durch bewusst eingeführte oder ins Freiland entkommene amerikanische Arten und deren Krankheiten, insbesondere der Krebspest (Dehus et al. 1999; Vogt 1999; Chucholl 2012). Deshalb ist es von größter Bedeutung zu verstehen, wie invasive Arten in kurzer Zeit ausreichend phänotypische Variabilität erzeugen können, um in einem neu besiedelten Biotop zu überleben, eine vitale Population aufzubauen und sich in weitere Lebensräume und geographische Regionen auszubreiten.

Erfolg invasiver Gründerpopulationen trotz fehlender genetischer Vielfalt

Invasive Gründerpopulationen sind in der Regel individuenarm und daher genetisch limitiert. Viele Einwanderer vermehren sich sogar asexuell oder parthenogenetisch. Trotz der geringen oder fehlenden genetischen Bandbreite können invasive Arten ökologisch und evolutionär sehr erfolgreich sein, was man als "invasion paradox" bezeichnet (Sax & Brown 2000). Die schnelle Anpassung genetisch uniformer Populationen an neue Lebensräume kann nicht befriedigend mit der klassischen Populationsgenetik (Mutation, Rekombination und genetische Drift) erklärt werden. Daher müssen andere Möglichkeiten der Produktion phänotypischer Vielfalt in Betracht gezogen werden, z.B. epigenetische Mechanismen.

Produktion phänotypischer Vielfalt durch epigenetische Mechanismen

In sich sexuell fortpflanzenden Populationen wird phänotypische Vielfalt durch die meiotische Neukombination von Allelen, den Einfluss von Umweltfaktoren auf das Genom und nichtlineare stochastische Prozesse während der Individualentwicklung generiert. Bei den beiden letzteren scheinen epigenetische Mechanismen als Mediatoren eine zentrale Rolle zu spielen (Jaenisch & Bird 2003; Vogt et al. 2008; Lyko et al. 2010). Epigenetische Mechanismen modifizieren das Genom ohne die Nukleotidsequenz zu verändern (vergleiche Abb. 1 und 2). Sie regulieren die Interpretation der genetischen Information und spielen daher eine sehr wichtige Rolle bei der Differenzierung der Gewe-

be, der Entstehung von Krankheiten, der Entartung von Zellen und der Alterung (Jones 2012; Winnefeld & Lyko 2012).

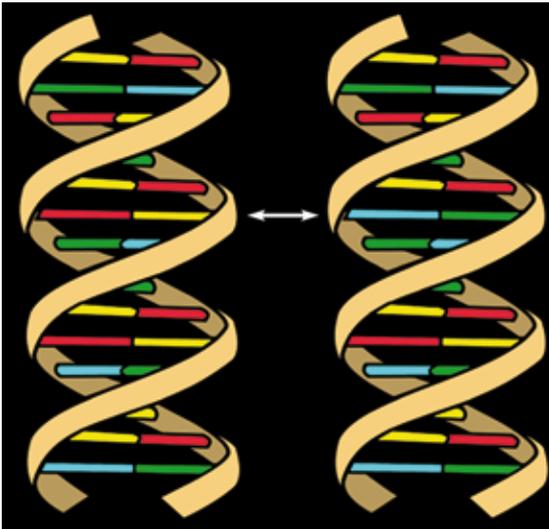


Abb. 1: Genetische Mutation.
Beispiel Punktmutation an einem Basenpaar der DNA (Pfeil).

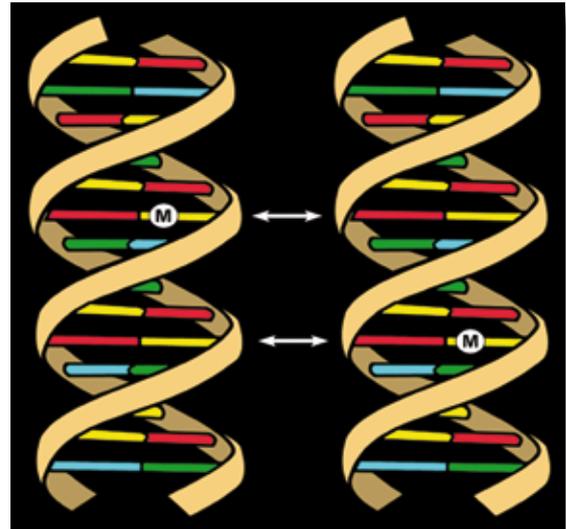


Abb. 2: Epigenetische Mutation.
Änderung des Methylierungsmusters (M) der Basen (Pfeile) bei gleichbleibender Nukleotidsequenz.

Der bislang am besten erforschte epigenetische Mechanismus ist die Methylierung bestimmter Cytosine in der DNA-Doppelhelix, die je nach Organismus und Lokalisation zum Abschalten von Genen oder zur Modifikation ihrer Aktivität führt (Jones 2012). Genomweite Analysen haben eindeutig gezeigt, dass verschiedene Methylierungsmuster derselben Nukleotidsequenz unterschiedliche Phänotypen hervorbringen können (Lyko et al. 2010; Falckenhayn et al. 2013). So weisen die morphologisch sehr verschiedenen Königinnen und Arbeiterinnen der Honigbiene *Apis mellifera* zwar dieselbe DNA-Sequenz und denselben Chromosomensatz auf, unterscheiden sich aber im Methylierungsmuster von mehr als 500 Genen (Lyko et al. 2010).

Marmorkrebs-Teilprojekt am DKFZ Heidelberg zur Erforschung der Rolle der Epigenetik bei ökologischen Anpassungen

Es gibt immer mehr Anzeichen dafür, dass längerfristig wirkende Umweltfaktoren das epigenetische Muster (Epigenom) modifizieren und dadurch phänotypische Heterogenität innerhalb einer Population oder Art erzeugen können (Flores et al. 2013). Die damit einhergehenden Epimutationen sind etwa 100-mal häufiger als genetische Mutationen (Scheider et al. 2010) und potentiell adaptiv. Am Deutschen Krebsforschungszentrum in Heidelberg haben wir vor einigen Monaten ein Projekt gestartet, bei dem unter anderem die Rolle epigenetischer Mechanismen bei der Anpassung an neue Umweltverhältnisse untersucht werden soll. Als Modellorganismus für diese Untersuchungen haben wir den Marmorkrebs (Abb. 3) ausgewählt, der sich apomiktisch parthenogenetisch fortpflanzt und infolgedessen Nachkommen produziert, die untereinander und mit dem Muttertier genetisch identisch sind (Scholtz et al. 2003; Martin et al. 2007; Vogt et al. 2008).



Abb. 3: Der parthenogenetische Marmorkrebs *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis* als Modellorganismus epigenetischer Forschung. Brutpflegendes Muttertier trägt Juvenile im zweiten postembryonalen Stadium an den Pleopoden (aus Vogt & Tolley 2004).

Die genetische Gleichheit ist die wichtigste, aber nicht die einzige Eigenschaft, die den Marmorkrebs für Untersuchungen zur Rolle der Epigenetik bei der Umsetzung eines Genotyps (DNA-Sequenz) in verschiedene Phänotypen prädestiniert. Weitere Vorteile sind die individuelle Färbung, der Besitz zahlreicher leicht zu analysierender phänotypischer Merkmale, seine direkte Entwicklung, eine Körpergröße, die individuelle molekulare und biochemische Analysen einzelner Organe erlaubt, die problemlose und kostengünstige Haltung und Vermehrung im Labor, seine hohe Toleranz gegenüber Veränderungen der Umweltbedingungen und die relativ hohe Methylierung seiner DNA (ca. 2%), die ungefähr der Hälfte des Wertes beim Menschen entspricht (Vogt 2008; Vogt et al. 2008).

In den späten 1990er und frühen 2000er Jahren wurden Marmorkrebse ausschließlich in privaten Aquarien und wissenschaftlichen Laboratorien gehalten. Seit 2002 tauchen sie auch vermehrt im Freiland auf (Chucholl et al. 2012). Mittlerweile gibt es in Deutschland mehrere stabile Populationen in geogen sauren, mesotrophen und eutrophen Gewässertypen (Chucholl & Pfeiffer 2010; Wendt 2010; Dümpelmann & Bonacker 2012). Theoretisch sind zwei Mechanismen der ökologischen Anpassung des genetisch uniformen Marmorkrebses an solch unterschiedliche Lebensräume denkbar, eine bisher unbekannte ameiotische Reorganisation des Genoms oder eine durch die Umwelt induzierte Modifikation der DNA-Methylierung respektive der Genexpression. Wir werden beide Hypothesen durch den Vergleich kompletter DNA-Sequenzen und genomweiter DNA-Methylierungsmuster von Labor- und Freilandtieren (Abb. 4 und 5) überprüfen, favorisieren jedoch letztere. Die DNA einiger Tiere ist bereits extrahiert und ein Genom vollständig sequenziert, aber noch nicht assembliert.



Abb. 4: Laborpopulation: einförmiger Lebensraum, konstante abiotische Bedingungen, dasselbe Fertigfutter (TetraWafer Mix) als alleiniges Futter für alle Lebensstadien.



Abb. 5: Freilandpopulation (Moosweiher bei Freiburg): diversifiziertes Habitat, tägliche und jahreszeitliche Fluktuation der abiotischen Parameter, breites Nahrungsspektrum (Literatur: Chucholl & Pfeiffer 2010).

Letztendlich erhoffen wir uns vom Modell Marmorkrebs neue Erkenntnisse zur Rolle der Epigenetik in der Ausformung des Phänotyps (einschließlich umwelt-, krankheits- und alterungsbedingter Aspekte), der ökologischen Anpassung und der Evolution.

Danksagung

Herzlichen Dank an Michael Pfeiffer (gobio) für die Hilfe bei der Beschaffung von freilebenden Marmorkrebsen aus dem Moosweiher.

Literatur

Chucholl C, 2012. New alien crayfish species in central Europe. Introduction pathways, life histories, and ecological impacts. PhD-Thesis, University of Ulm, Germany, 238 p.

Chucholl C, Pfeiffer M, 2010. First evidence for an established Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Aquat. Invasions* 5: 405–412.

Chucholl C, Morawetz K, Groß H, 2012. The clones are coming – strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis*] records from Europe. *Aquat. Invasions* 7: 511–519.

Dehus P, Bohl E, Oidtmann B, Keller M, Lechleiter S, Phillipson S, 1999. German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. In: *Crayfish in Europe as Alien Species* (Gherardi F, Holdich DM, eds), pp. 149–159. *Crustacean Issues* 11, Balkema, Rotterdam.

Dümpelmann C, Bonacker F, 2012. Erstnachweis des Marmorkrebses *Procambarus fallax* f. *virginialis* (Decapoda: Cambaridae) in Hessen. *Forum Flusskrebse* 18: 3–14.

Falckenhayn C, Boerjan B, Raddatz G, Frohme M, Schoofs L, Lyko F, 2013. Characterization of genome methylation patterns in the desert locust *Schistocerca gregaria*. *J. Exp. Biol.* 216: 1423–1429.

Flores KB, Wolschin F, Amdam GV, 2013. The role of methylation of DNA in environmental adaptation. *Integr. Comp. Biol.* 53: 359–372.

- Jaenisch R, Bird A, 2003. Epigenetic regulation of gene expression: how the genome integrates intrinsic and environmental signals. *Nat. Genet.* 33, Suppl.: 245–254.
- Jones PA, 2012. Functions of DNA methylation: islands, start sites, gene bodies and beyond. *Nat. Rev. Genet.* 13: 484–492.
- Lyko F, Foret S, Kucharski R, Wolf S, Falckenhayn C, Maleszka R, 2010. The honey bee epigenomes: differential methylation of brain DNA in queens and workers. *PLoS Biol.* 8: e1000506.
- Martin P, Kohlmann K, Scholtz G, 2007. The parthenogenetic Marmorkrebs *j*produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften* 94: 843–846.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T, 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 1–20.
- Sax DF, Brown JH, 2000. The paradox of invasion. *Global Ecol. Biogeogr.* 9: 363–371.
- Schneider E, Pliushch G, El Hajj N, Galetzka D, Puhl A, Schorsch M, Frauenknecht K, Riepert T, Tresch A, Müller AM, Coerdts W, Zechner U, Haaf T, 2010. Spatial, temporal and interindividual epigenetic variation of functionally important DNA methylation patterns. *Nucl. Acids Res.* 38: 3880–3890.
- Scholtz G, Braband A, Tolley L, Reimann A, Mittmann B, Lukhaup C, Steuerwald F, Vogt G, 2003. Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421: 806.
- Vogt G, 1999. Diseases of European freshwater crayfish, with particular emphasis on interspecific transmission of pathogens. In: *Crayfish in Europe as Alien Species* (Gherardi F, Holdich DM, eds), pp. 87–103. *Crustacean Issues* 11, Balkema, Rotterdam.
- Vogt G, 2008. The marbled crayfish: a new model organism for research on development, epigenetics and evolutionary biology. *J. Zool.* 276: 1–13.
- Vogt G, Tolley L, 2004. Brood care in freshwater crayfish and relationship with the offspring's sensory deficiencies. *J. Morphol.* 262: 566–582.
- Vogt G, Huber M, Thiemann M, van den Boogaart G, Schmitz OJ, Schubart CD, 2008. Production of different phenotypes from the same genotype in the same environment by developmental variation. *J. Exp. Biol.* 211: 510–523.
- Wendt W, 2010. Erstnachweis des invasiven Marmorkrebses, *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis* für Sachsen-Anhalt. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 47: 54–60.
- Winnefeld M, Lyko F, 2012. The aging epigenome: DNA methylation from the cradle to the grave. *Genome Biol.* 13: 165.

Anschrift der Verfasser:

Priv.-Doz. Dr. Günter Vogt, Dr. Günter Raddatz, Cassandra Falckenhayn, Katharina Hanna, Tanja Musch, Prof. Dr. Frank Lyko, Abteilung für Epigenetik, Deutsches Krebsforschungszentrum (DKFZ-ZMBH Allianz), Im Neuenheimer Feld 580, 69120 Heidelberg

E-Mail: g.vogt@dkfz-heidelberg.de; f.lyko@dkfz-heidelberg.de

S⁴: Sample, Safe-guard, Strengthen, Safety Conservation of *Astacus astacus* in The Netherlands

Ivo Roessink & Fabrice Ottburg



Background

In almost its complete native range, populations of the European freshwater crayfish *Astacus astacus* are under pressure. Factors like eutrophication, acidification, loss of habitat, over exploitation, and invasions of exotic crayfish decimated their numbers dramatically. Although common in The Netherlands until the mid twentieth century, currently only one known population in Warnsborn remains. Together with 18 local partners a conservation attempt is made to preserve this.

Ambition

To increase the number of *Astacus astacus* available and recolonize at least 10 new isolated water bodies and two small catchments



Figure 1. Sightings of *Astacus astacus* until 1960 in The Netherlands. The blue dot represents the location of the last remaining population.

Progress so far...

Sampling

Historical sampling data of September showed that sightings fluctuated greatly. However, when compensating for the non-surveyable area of the pond the population seems to be approximately 650 individuals in size.



Figure 3 and 4. Numbers of *A. astacus* encountered in the yearly monitoring. A monthly inventory is started in 2012 (results not shown here).

Safe-guarding and Strengthening

In 2012 several breeding pairs have been relocated to 'De Sinderhoeve' experimental field station and their first offspring is ready to release into new habitats.

Safe habitats

A list of possible locations has been drafted and further inspection of the suitability of the locations and getting the necessary legal permits is in progress.



S⁴-methodology

Sample to establish the size and structure of the remaining population

Safe-guard to bring a breeding stock into a controlled hatchery

Strengthen to rear sufficient additional individuals or when genetics allow it find additional animals in external populations.

Safety find or create suitable habitats without exotic crayfish

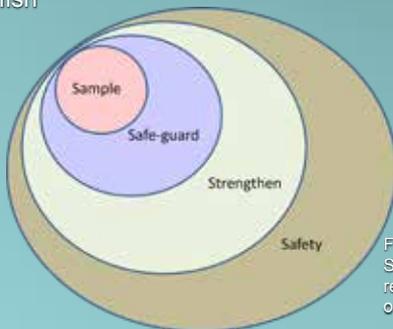


Figure 2. Schematic representation of the S⁴-methodology

Conclusions

Although progress is slow at first, the conservation initiative is a fact and gaining momentum. Possible reinforcement of the Dutch population from neighbouring populations would fasten the process and is currently investigated. The future for the Dutch *Astacus astacus* has become a little brighter.



LIFE+ „Wald – Wasser – Wildnis“

Exkursion im Nationalpark Eifel, FFH-Gebiet „Kermeter“ am 13. und 14.09.2013

Thema: Renaturierungsmaßnahmen in bachbegleitenden Waldlebensräumen, Ansiedlungsgewässer für den Steinkrebs

Leitung: Gabriela Geitz, Anika Poetschke

Der Bus hält an der L249 kurz hinter dem Ort Wolfgarten, von wo aus die Exkursion an der Quelle des Lorbachs am Vlatenweg beginnt. Der parallel verlaufende Lorbachtalweg führt auf rund drei Kilometern Länge bis zur Mündung des Baches in den Urftsee.

Im Rahmen des LIFE+ Projektes wurden 2011 auf einer Gesamtfläche von 4,50 Hektar auf zwei Teilflächen insgesamt 2.686 Kubikmeter 53- bis 88-jährige Fichte und Sitkafichte beidseitig des Baches durch Forstunternehmer entnommen. Die Ernte- und Rückemaschinen befuhren ausschließlich den Lorbachtalweg und den am südlichen Bestandesrand verlaufenden Rückeweg. Nicht durch die Maschinen erreichbares Holz musste geseilt werden, so dass kein Befahren der Fläche stattfand. Das verbleibende Reisig durfte nur im Bereich der Rückewege- bzw. Wegeböschung abgelegt werden, um die Bachauflage frei zu halten. Stehendes Totholz musste auf der Fläche verbleiben und bereits vorhandene Laubbäume waren besonders zu schonen. Durch den Holzverkauf waren die Holzwerbungskosten gedeckt, so dass die Maßnahme kostenneutral durchgeführt werden konnte. Der mittlere Bachabschnitt wurde bereits vor ca. 30 Jahren freigestellt; die aufkommende Fichten-Naturverjüngung im September 2013 als LIFE+ Maßnahme beseitigt. Das Nationalparkforstamt Eifel verpflichtet sich, in einer Nachpflege auch die Renaturierungsflächen von Fichten-Naturverjüngung frei zu halten.

Nördlich des Lorbachs wurden 2003 unter damals 78-jährigen Fichten Hordengatter errichtet und 2005 mit Rotbuchen in kleinen Trupps bepflanzt, um eine Initialzündung mit Laubbäumen in größeren Fichtenbeständen zu bewirken. Die teils auf Grund von Borkenkäferbefall mittlerweile abgestorbenen Fichten verbleiben als Totholz auf der Fläche; noch grüne Fichten wurden über den nun zerfallenden Gattern im Rahmen der Bachrenaturierung entnommen.

Im unteren Verlauf des Lorbachs befindet sich ein ehemaliger Feuerlöschteich; der Bach quert den Weg hier durch eine Verrohrung. Es ist geplant, beides in den kommenden Jahren zwecks Durchlässigkeit für Gewässerorganismen rückzubauen und dem natürlichen Geländeprofil wieder anzupassen. An dieser Stelle wurde den Teilnehmern der Lorbach als eines der möglichen Ansiedlungsgewässer für den Steinkrebs vorgestellt. Im Rahmen des LIFE+ Projekts sollen in drei ausgewählten Gewässern Steinkrebse aus einer Zwischenvermehrung angesiedelt werden.

Die Gewässer haben folgende Kriterien zu erfüllen: Kein Vorkommen von heimischen oder nicht heimischen Flusskrebsarten, keine oder nur geringe Gefährdung einer Einwanderung nicht heimischer und Krebspest übertragender Krebse, keine Grundeisbildung im Winter und permanente Wasserführung. Schließlich wurde die Stelle besichtigt, an der der Bach in einem Rückstaubecken endet. Von dort versickert er durch den Damm des Urftseerandweges in die Urfttalsperre. Durch diese dauerhafte bauliche Barriere zwischen Lorbach und Urfttalsperre wäre eine Population von heimischen Krebsen vor einer Infektion mit Krebspest oder Verdrängung durch nicht heimische Arten weitestgehend geschützt.

Abschließend ging es noch zur „Victor-Neels-Brücke“. Eine Querung der Urfttalsperre an dieser Stelle, die den Kermeter mit der Dreiborner Hochfläche (ehemaliger Truppenübungsplatz Vogelsang) verbindet, war Bestandteil des kommunalen Konsenses in der Region bei Ausweisung des Nationalparks.

Exkursion im Nationalpark Eifel, FFH-Gebiet „Bachtäler im Truppenübungsplatz“ am 13. und 14.09.2013

Thema: Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsbächen

Leitung: Bettina Krebs, Marietta Schmitz



Ohne den Helingsbach zu beeinträchtigen, ermöglicht eine neue Brücke Radfahrern, Fußgängern und Reitern die Querung des Tales. Foto: Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.

Auf der „Dreiborner Hochfläche“, dem ehemaligen Truppenübungsplatz „Vogelsang“, besuchten die Teilnehmer der Exkursionen im Rahmen des LIFE+ Projektes „Wald – Wasser – Wildnis“ bereits fertiggestellte Gewässermaßnahmen.

Auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz, heute im Besitz der Bundesanstalt für Immobilienaufgaben, wurden zur Zeit der Nutzung als Truppenübungsplatz große Dämme als Panzerüberfahrten zur Querung von Bächen und Tälern angeschüttet. In der Regel wurde das Gewässer innerhalb dieser etwa vier Meter hohen Dämme durch ein langes Rohr geführt. Die Durchgängigkeit des Gewässers für Bachlebewesen wie Groppe und Insektenlarven sowie das gesamte Wasserabzugsverhalten in den Siefen und Tälern war gestört.

Konform zum Wegeplan im Nationalpark Eifel wurden verschiedene Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit umgesetzt:

- *Weitgehender Rückbau der Dammanlage in Bereichen, wo keine Wegenutzung mehr vorgesehen ist,*
- *weitgehender Rückbau der Dammanlage und Anlage von Trittsteinen in Bereichen, die ausschließlich als Fußweg genutzt werden und*
- *Ersatz einer Verrohrung durch eine der zukünftigen Nutzung angepasste Brücke.*

So überspannt nun am Helingsbach eine zehn Meter lange Holzbrücke den freigelegten Siefen. Unter der Brücke hat das Gewässer ausreichend Platz sich eigendynamisch zu entwickeln. Die ökologische Durchgängigkeit ist wieder hergestellt.

Edelkrebsprojekt NRW

Exkursion in Schmidtheim und am Schaaftbach bei Ripsdorf am 13. und 14.09.2013

Thema: invasive und heimische Flusskrebse

Leitung: Dr. Harald Groß



Zu Beginn der Exkursion informierte Exkursionsleiter Dr. Harald Groß während der Fahrt durch das Urfttal über die allgemeine Situation der Flusskrebse in NRW und speziell in der Eifel.

Das erste Ziel der Exkursion war die Besichtigung einer Edelkrebszucht. Mit sechs Teichen und einer Gesamtwasserfläche von ca. 20.000 m² dient die Anlage der Produktion von Speisekrebse. Mit Unterstützung der EU und des Landes NRW wurde die seit 2001 ungenutzte ehemalige Teichkläranlage zwischen 2009 und 2011 in eine Teichanlage umgebaut. Da die Teiche nur zwischen Oktober und Mai mit Frischwasser aus zwei Quellen versorgt werden, mussten sie mit Folie ausgelegt werden, um eine ganzjährige Wasserführung zu garantieren. Auf dem gemeinschaftlichen Rundgang über die Teichanlage konnten die Teilnehmer einen Eindruck über die Bewirtschaftung, Hälterung und das Wachstum der Speisekrebse gewinnen.

Die weitere Busfahrt führte aus dem Urfttal ins Ahrtal. Auf der Wasserscheide treffen nicht nur diese beiden, sondern mit Kyll und Erft noch zwei weitere Gewässersysteme zusammen. In drei dieser Gewässersysteme hat sich der Signalkrebs schon massiv ausbreitet bzw. schon große Abschnitte besiedelt.

Im Oberlauf der Ahr wurde von 1993 bis 2005 das Naturschutzgroßprojekt Ahr 2000 mit dem Ziel durchgeführt, einen möglichst naturnahen Zustand des Gewässersystems und der Gewässeraue herzustellen. Neben direkten Maßnahmen am Gewässer, wie die Beseitigung von Wehren, standen die Beseitigung von standortfremden Gehölzen und die extensive Bewirtschaftung der Aue im Mittelpunkt des Projektes. Dabei wurden mit vier Millionen Euro zwei Drittel der Projektgelder in Grunderwerb investiert, um die Flächen dauerhaft für den Naturschutz zu sichern. Auf der Fahrt durch das Ahrtal konnten sich die Teilnehmer ein Bild von den durchgeführten Maßnahmen machen.

Ein kleiner Teil des Projektes von Ahr 2000 war die Wiederansiedlung des Edelkrebsees in ausgesuchten Gewässern. Der Edelkrebs hatte im Projektgebiet nur in einem kleinen Nebengewässer auf 150 Meter Fließstrecke überlebt. Nach umfangreichen Kartierungsarbeiten und der Bewertung aller Gewässer im Projektgebiet wurden Edelkrebse in drei als besonders geeignet angesehenen Gewässern ausgesetzt. Dazu wurden Elterntiere aus dem Reliktbestand entnommen und Besatzkrebse gezüchtet. Nach anfänglichen Erfolgen inklusive Reproduktionsnachweis in allen drei Gewässern, hält sich der Edelkrebs offensichtlich nur im Schafbach, dem größten Ansiedlungsgewässer, dauerhaft. Bei einem kurzen Spaziergang entlang des Schafbaches konnten sich die Teilnehmer am zweiten Exkursionsziel die Struktur eines für den Edelkrebs geeigneten Mittelgebirgsbaches in der Eifel ansehen und sich bei der Entnahme von Reusen von dem Erfolg der Wiederansiedlung überzeugen.

Leider ist der Edelkrebs im Oberlauf der Ahr durch die Ausbreitung des Signalkrebsees akut gefährdet. Auf der weiteren Fahrt ahrabwärts wurde klar, wie nahe der Signalkrebs schon an die Edelkrebsvorkommen herangekommen ist. Hinter der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz, im Verbreitungsareal des Signalkrebsees, lag das dritte Exkursionsziel. Hier wurden Reusen aus der Ahr gezogen und den Teilnehmern der Exkursion sehr deutlich, wie dicht der Bestand an Signalkrebsees in diesem Mittelgebirgsgewässer ist. Das dies nicht ohne Auswirkungen auf andere Fließgewässerlebewesen bleibt, liegt auf der Hand.

Die Rückfahrt nach Gemünd führte durch das Tal der Erft und an Bad Münstereifel vorbei, einem der schönsten Städtchen in der Eifel. Leider reichte die Zeit nicht, um den gut erhaltenen mittelalterlichen Stadtkern mit der ihn umgebenden geschlossenen Stadtmauer zu besichtigen. Den Krebsinteressierten sei an dieser Stelle gesagt, dass bis vor wenigen Jahren hier das einzige nachgewiesene linksrheinische Vorkommen des Steinkrebsees in NRW zu finden war. Ein extremes Hochwasser im Jahre 2007 scheint den Bestand so stark dezimiert zu haben, dass keine Reproduktion mehr erfolgte und die Art heute im Gewässer nicht mehr nachzuweisen ist. Es bleibt nur die sehr kleine Hoffnung, dass vielleicht doch noch Tiere in einem nicht untersuchten Bereich überlebt haben und sich der Bestand von dort wieder ausbreiten kann.



Exkursion Edelkrebsprojekt NRW:

Speisekrebiszucht – Edelkrebsgewässer – Gewässer mit nicht-heimischen Flusskrebse



Exkursion LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“

Lorbachtal: Entnahme von Nadelbaum-Altbeständen, Ansiedlung des Steinkrebse



Exkursion LIFE+ Projekt „Wald - Wasser - Wildnis“

Helingsbach: Renaturierung eines Mittelgebirgsbaches



Abendveranstaltung auf Burg Vogelsang



Tagung im Gemünder Park-Restaurant mit Posterausstellung:



Feierliche Eröffnung der Ausstellung und geselliger Abend
mit dem Liedermacher Günter Hochgürtel



Vortragsprogramm



Internationale Flusskrebstagung 12. bis 15. September 2013 Nationalpark Eifel

6. Internationale Tagung des Forum Flusskrebse und Tagung des LIFE+ Projekts „Wald – Wasser – Wildnis“ in Schleiden-Gemünd, Deutschland

1. Vortragsrunde Freitag 13.09.2013 (Schwerpunkt LIFE-Projekte, Moderation Anika Poetschke)

Zeit	Referent	Arbeitstitel	Schwerpunkt
09.00 - 09.30	Begrüßung		
09.30 - 09.45	Ralf Schlüter (LANUV, D)	Die Bedeutung von LIFE-Projekten in NRW	LIFE Projekt
09.45 - 10.15	Bettina Krebs (D)	LIFE+ Projekt „Wald – Wasser – Wildnis“	LIFE Projekt
10.15 - 10.45	Jürgen Petutschnig (A)	LIFE- und Artenschutzprojekte für Dohlenkrebse in Kärnten	LIFE Projekt / Dohlenkrebse
10.45 - 11.15	Kaffeepause		
11.15 - 11.45	Tommaso Pagliani* (I)	LIFE CRANat Artenschutzprojekt Dohlenkrebse*	LIFE Projekt / Dohlenkrebse
11.45 - 12.00	Stephen Marsh-Smith* (GB)	LIFE Projekt „Wiederansiedlung des Dohlenkrebses“**	LIFE Projekt / Dohlenkrebse
12.00 - 12.30	Carmen Wellmann (D)	Nervensystem von Flusskrebs und tierschutzgerechte Tötung von Decapoden	Krebszucht

2. Vortragsrunde Samstag 14.09.2013 (Schwerpunkt Steinkrebs, Moderation Thomas Stucki)

Zeit	Referent	Arbeitstitel	Schwerpunkt
09.00 - 09.20	Anika Poetschke (D)	Steinkrebsewiederansiedlung im Nationalpark Eifel	LIFE Projekt / Steinkrebs
09.20 - 09.40	Ingo Mohl (A)	Entwicklung der Steinkrebsbestände in Kärnten	Steinkrebs
09.40 - 10.10	Rolf Schatz (CH)	Wiederansiedlung des Steinkrebses in der Schweiz	Steinkrebs
10.10 - 10.30	Chris Chucholl (D)	Wiederansiedlung und Krebsperren als Schutzstrategien für Steinkrebs und Dohlenkrebse in Baden-Württemberg	Steinkrebs / Invasive Krebse
10.30 - 11.00	Kaffeepause		
11.00 - 11.20	Christian Berger (A)	Artenschutzprojekt Steinkrebs in Vorarlberg	Steinkrebs
11.20 - 11.40	Christoph Dümpelmann (D)	Verbreitung decapoder Krebse in Hessen	Verbreitung
11.40 - 12.00	Knut Gimpel (D)	Steinkrebsschutz in Hessen	Steinkrebs
12.00 - 12.30	Walter Grasser (D)	Flusskrebse in der Kunst	allgemein

3. Vortragsrunde Sonntag 15.09.2013 (Schwerpunkt invasive Krebse, Moderation Harald Groß)

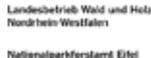
Zeit	Referent	Arbeitstitel	Schwerpunkt
09.00 - 09.20	Anne Schrimpf (D)	Neue Erkenntnisse zur Krebspest	Krebspest
09.20 - 09.40	Peter Jean-Richard (CH)	Krebspestmonitoring in der Schweiz	Krebspest
09.40 - 10.10	Max Keller (D)	40 Jahre Edelkrebsschutz	Krebszucht
10.10 - 10.30	Kai Lehmann (D)	Effektive Aufzucht von Edelkrebssömmlingen zur Verkürzung der Speisekrebssproduktion	Krebszucht
10.30 - 11.00	Kaffeepause		
11.00 - 11.15	Nikola Theißen (LANUV, D)	Konfliktfeld EU-WRRL und Flusskrebsschutz	Invasive Krebse
11.15 - 11.45	Peer Martin (D)	Bestandsentwicklung beim Marmorkrebs	Invasive Krebse
11.45 - 12.15	Wolfgang Wendt (D)	Erfahrungen mit der Bekämpfung des Marmorkrebses in Sachsen-Anhalt	Invasive Krebse
12.15 - 12.35	Liza Helfen (D)	Auswirkungen des Signalkrebses auf Feuersalamanderlarven	Invasive Krebse
12.35 - 12.55	Susanne Vaeßen (D)	Auswirkungen von Signalkrebsen auf die Lebensgemeinschaft von Fließgewässern	Invasive Krebse
12.55 - 13.15	Harald Groß (D)	Maßnahmen gegen invasive Flusskrebsarten	Invasive Krebse

* = Vortrag auf Englisch mit Dolmetscher

Kursiv = verkürzte Vortragszeit

Weitere Infos und Anmeldung unter www.wald-wasser-wildnis.de

Eine Tagung von:



Unterstützt durch:



Finanziert durch:



Zur Förderung von:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen





6. Internationale Tagung des Forum Flusskrebse und Tagung des LIFE+ Projekts „Wald – Wasser – Wildnis“

Exkursionsprogramm

Exkursion 1 (Thema Flusskrebse)

Leitung: Edelkrebsprojekt NRW

- Besuch einer Speisekrebszucht
- Mittelgebirgsbach mit Galizischem Sumpfkrebs
- Ahr 2000 (Naturschutzgroßprojekt)
- Erfolgreiche Wiederansiedlung des Edelkrebses in Ahrsystem
- Ausbreitung des Signalkrebses im Ahrsystem

Exkursion 2 (Thema Steinkrebs / Nationalpark)

Leitung: LIFE+ Projekt

- Wiederansiedlungsgewässer Steinkrebs
- Naturschutzmaßnahmen im Wald
- Wasserbauliche Maßnahmen an ehemaligem Edelkrebsgewässer
- Wildbeobachtungskanzel
- Edelkrebsvorkommen im Nationalpark Eifel

Weitere Infos und Anmeldung unter www.wald-wasser-wildnis.de

Eine Tagung von:



forum flusskrebse



Landesbetrieb Wald und Holz
Nordrhein-Westfalen

Nationalparkforstamt Eifel



Unterstützt durch:



Kreis EUSKIRCHEN

Eufonia und Späthol



Edelkrebsprojekt NRW

Finanziert durch:



LIFE+

Zur Förderung von:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Teilnehmerliste

	Ahnert Gerd	Nationalparkverwaltung Eifel
	Berger Christian	
	Berger Georg	
	Berger Valentin	
	Bisschopnick Thorsten	Edelkrebsprojekt NRW
Dr.	Böttcher Martin	
	Brauner Ruth	Astrale GEIE Particip GmbH
	Breyer Philippa	
	Briezke Gerd	Bezirksregierung Köln Dezernat 51
	Buschmann-Kühnis Andrea	Arbeitsgruppe Flusskrebse
Dr.	Chucholl Christoph	Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg
	Dethlefs-Hammes Anja	Universität Kiel
	Dümpelmann Christoph	Büro für Fischbiologie & Gewässerökologie Marburg
	Eiseler Brigitta	
	Eiseler Frank	
	Ernst Martin	
	Esch Alexander	Sealife Königswinter
	Fabio Cani	
	Falckenhayn Cassandra	DKFZ Heidelberg
	Feld Michael	Edelkrebsprojekt NRW
	Fischer-Ovelhey Christine	KNU Kreis Euskirchen
Dr.	Frings Roy	RWTH Aachen University
Dr.	Fritz Gisela	Universität Stuttgart
Prof. Dr.	Füreder Leopold	Universität Innsbruck, Institut für Ökologie
	Geitz Gabriela	Nationalparkverwaltung Eifel
	Gimpel Knut	
	Göckemeyer Steffen	Edelkrebszucht Familie Göckemeyer
Dr.	Grasser Walter	
	Griebel Gabriele	Naturführerin
Dr.	Groß Harald	Edelkrebsprojekt NRW
	Haese Ulrich	Büro für Umweltplanung
	Hanna Katharina	DKFZ Heidelberg
	Heider Christoph	HIT Umweltstiftung
	Helfen Liza	Biologische Station Mittlere Wupper
	Hennings Rainer	FISHCALC
	Hermann Tina	
	Heße Kristina	Humboldt-Universität zu Berlin
	Hugo Roman	
	Jean-Richard Peter	
	Jeske Helmut	
	Kaminsky Stefan	Kaminsky Naturschutzplanung GmbH
Dr.	Keller Max	
	Keller Traudel	
Dr.	Körber Henrike	
	Kral Björn	Edelkrebszucht Björn Kral
	Krebs Bettina	Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
	Krieg Raphael	
	Kugler Michael	Amt für Jagd und Fischerei St. Gallen
	Kühnis Rainer	Arbeitsgruppe Flusskrebse
	Larscheid Alfred	Edelkrebszucht
	Latzer Daniela	Landesfischereiverband Salzburg

	Lehmann Kai	Universität Kiel, Abt. Limnologie
Dr.	Lerner Albert Lubetz Konrad	
Prof. Dr.	Lyko Frank Maichl Daniela Manger Helga	Deutsches Krebsforschungszentrum Universität Stuttgart
Dr.	Marsh-Smith Stephen Martin Peer Mohl Ingo	Wye and Usk Foundation Humboldt-Universität zu Berlin Umweltbüro .at
Prof. Dr.	Mohn Rainer Müller Jeannot Nelißen Monika Nickenig Wolfgang Nowak Marina Op den Kamp Olaf Ottburg Fabrice	IWARU Münster Bezirksregierung Köln Dezernat 51 Edelkrebsprojekt NRW Naturhistorisch Genootschap in Limburg Alterra, Wageningen UR
Dr.	Pagliani Tommaso Pekny Reinhard Petutschnig Jürgen Pfeiffer Michael Poetschke Anika	Environmental Science Centre Wildnisgebiet Dürrenstein eb&p Umweltbüro GmbH GOBIO, March-Hugstetten Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
Dr.	Roessink Ivo	Scientist Ecological Risk Assessment
Dr.	Rohde Anika	Edelkrebsprojekt NRW
Dr.	Rondorf Dieter	
Dr.	Röös Michael Rötker Wolfgang Schatz Rolf Schleich Sascha Schlüter Ralf Schmalz Wolfgang Schmidt Thomas Schmitz Marietta	Nationalparkverwaltung Eifel Edelkrebsprojekt im Osnabrücker Land IG Dä Neu Fischer NABU Bundesfachausschuss LANUV NRW FLUSS Institut für Umweltwissenschaften, Uni-Landau Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
Dr.	Schrimpf Anne	Universität Koblenz- Landau, Institut für Umweltwissenschaften
Dr.	Schultz-Hock Reinhard Selbach Ingo Selheim Heidi Steinberg Ludwig	ehemalig Biologische Station Kreis Düren Biologische Station StädteRegion Aachen e.V. LANUV NRW
Dr.	Stucki Thomas Theißen Nikola Thelen Jennifer	Jagd- und Fischereiverwaltung Kanton Aargau LANUV NRW
Drs.	Tilmans Maurice H. J. Tomo Johann Uhlisch Astrid Vaeßen Susanne	Alterra, Wageningen UR Zool. Institut der Universität Kiel, Abt. Limnologie Biologische Station Kreis Düren Edelkrebsprojekt NRW
Dr.	Vogt Günter Wagemann Norbert Walter Joachim Walter Henning Walther Andreas Weeger Joachim Wegenka Claudia Wegge Josef	Steinbeis Forschungszentrum Biosphärenreservat Rhön Nationalparkverwaltung Eifel Biologische Station StädteRegion Aachen e.V.
Dr.	Wellmann Carmen	Universität Köln Zoologisches Institut
Dr.	Wendt Wolfgang Wolfgang Albert	
Dr.	Zenker Armin Zocher Marcus	FHNW-HLS Bachpate Inde-Iterbach



Eine Tagung von:



Finanziert durch:



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Zur Förderung von:

