



Sondergutachten 2017

Erstellung einer Expertise zu Krebssperrn und alternativen Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs





„Erstellung einer Expertise zu Krebssperrern und alternativen Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs“

Arbeitsgemeinschaft

Dr. rer. nat. Christoph Chucholl (Dipl. Biol.)
Gewässerökologe

und

Christoph Dümpelmann (Dipl. Biol.)
Büro für Fischbiologie &
Gewässerökologie



Inhaltsverzeichnis

1. Problemstellung	3
2. Krebssperren	6
2.a. Literaturrecherche.....	6
2.b. Länderabfrage	6
2.c. aktueller Wissensstand.....	6
2.d. Anwendung auf den Fragenkatalog	12
3. Alternative Schutzmaßnahmen	23
3.a. Literaturrecherche.....	23
3.b. Länderabfrage	23
3.c. aktueller Wissensstand.....	24
3.d. Anwendung auf den Fragenkatalog	24
4. Zusammenfassung	30
5. Zitierte Literatur	31

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Steinkrebs	5
Abbildung 2: Verschiedene Vollsperrern.....	10
Abbildung 3: Infotafel an einer Krebs Sperre	30
Tabelle 1: Zusammenstellung der Ergebnisse der Länderabfrage	7
Tabelle 2: Synthese Bekämpfungsmethoden invasiver gebietsfremder Flusskrebse	16
Tabelle 3: Zusammenstellung Wiederansiedlungsprojekte für den Steinkrebs	27

1. Problemstellung: invasive Flusskrebse und die Krebspest gefährden den Arterhalt des Steinkrebse

Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) ist mit maximal 9 cm Körperlänge die kleinste europäische Flusskrebse (Souty-Grosset, Holdich & Noël, 2006) (Abbildung 1). Er ist ein Lebensraumspezialist, der auf saubere, naturnahe Fließgewässer angewiesen ist. Voraussetzung für eine erfolgreiche Besiedlung ist ein stabiles Bodensubstrat mit lückiger Steinauflage oder anderen Versteckmöglichkeiten, das auch bei Hochwasser nicht in Bewegung gerät (Streissl & Hödl, 2002; Chucholl & Dehus, 2011; Pârvulescu, Pacioglu & Hamchevici, 2011). Typische Steinkrebslebensräume sind die sommerkühlen Oberläufe und Seitenbäche unserer Fließgewässer, von denen sich auch der Trivialname 'Bachkrebse' ableitet. Als größte vagile wirbellose Art erfüllt der Steinkrebs dort eine wichtige ökologische Rolle (Weinländer & Füreder, 2011) und ist zentraler Bestandteil einer ursprünglichen, facettenreichen Gewässerfauna. Er war im Süddeutschen Raum ehemals weit verbreitet und galt als 'gemein' – noch heute zeugen viele Gewässernamen („Krebsbach“) von einer ursprünglichen Besiedlung mit Steinkrebsen (Chucholl & Dehus, 2011).

In den letzten Jahren sind regional zahlreiche Populationen erloschen (IUCN, 2010; Chucholl & Schrimpf, 2016) und der Erhaltungszustand (EHZ) des Steinkrebse gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) hat sich bundesweit deutlich verschlechtert. Im letzten nationalen Bericht (2013) wurde der Gesamtbestand des Steinkrebse in der kontinentalen Region als „ungünstig-schlecht“ bewertet. Auch für den hessischen Gesamtbestand wurde ein „ungünstig-schlechter“ EHZ mit einem „sich verschlechterndem“ Trend ermittelt (Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie 2013; Hessen-Forst FENA). Dies entspricht der schlechtesten möglichen Einstufung.

Hauptursache für den Rückgang ist neben Lebensraumverlust und Gewässerverunreinigung die Ausbreitung von invasiven gebietsfremden Arten (IUCN, 2010; Chucholl & Schrimpf, 2016). Speziell nordamerikanische Flusskrebsearten und der Erreger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) stellen eine massive und zunehmende Gefährdung dar (Holdich *et al.*, 2009; Chucholl & Dehus, 2011). Invasive gebietsfremde Flusskrebse gefährden den Steinkrebs zum einen durch interspezifische Konkurrenz, die zum Konkurrenzausschluss, d.h. der vollständigen Verdrängung aus Habitaten führen kann (Vorburger & Ribí, 1999; Huber & Schubart, 2005). Daneben sind nordamerikanische Flusskrebsearten als natürliche Reservoirwirte die Hauptüberträger des Krebspesterregers. Übertragung und Infektion mit dem pilzähnlichen Krebspesterreger führt bei den heimischen Krebsarten in der Regel nach ein bis zwei Wochen zum Tod, wodurch diese Tierseuche in kürzester Zeit ganze Populationen auslöschen kann (Souty-Grosset *et al.*, 2006; Chucholl, 2015a). Hauptsächlich wegen dieser speziellen, langfristigen Bedrohung durch invasive gebietsfremde Organismen muss der Steinkrebs in Hessen als vom Aussterben bedroht gelten.

Die größte Gefahr für den Steinkrebs geht dabei vom großwüchsigen und aggressiven Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) aus (Chucholl, 2016). Der aus dem pazifischen Nordwesten von Nordamerika stammende Signalkrebs weist hinsichtlich landschaftsökologischer und lebensraumspezifischer Ansprüche sehr große Ähnlichkeit zu den heimischen Flusskrebsen, darunter auch dem Steinkrebs, auf (Weinländer & Füreder, 2012; Chucholl, 2016). So dringt er als einzige der invasiven Krebsarten in Mitteleuropa auch in kleinere, rhithrale Seiten- und Oberlaufgewässer vor. Die Oberlaufregionen waren bislang oft natürliche Refugien des Steinkrebse vor invasiven Krebsarten, darunter auch vor dem in größeren Gewässern bereits weitverbreiteten Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) (Chucholl, 2016). Der Signalkrebs überträgt zudem

hochvirulente Genotypen der Krebspest, die auch bei geringen Wassertemperaturen aktiv sind und dann Massensterben heimischer Krebsarten verursachen (Souty-Grosset *et al.*, 2006; Filipová *et al.*, 2013; Chucholl, 2015a; Collas *et al.*, 2016).

Anthropogene Isolation als Schutzstrategie

In Abwesenheit einer großräumig einsetzbaren, effektiven Tilgungsmethode für invasive gebietsfremde Krebsarten ist der Erhalt von effektiven Wanderhindernissen oder bei deren Fehlen der Bau einer Krebsbarriere zum Schutz der letzten hessischen Bestände des Steinkrebse vor dem Kontakt mit invasiven Flusskrebsen und der Krebspest zielführend (Ellis, 2005; Dana *et al.*, 2011; Frings *et al.*, 2013; Rahel, 2013; Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016).

Insbesondere die hohen Investitionskosten und die laufenden Unterhaltungskosten machen jedoch eine genauere Betrachtung der Sachlage erforderlich. Auch eine Reihe naturschutzfachlicher Fragen ist zu berücksichtigen.

Die vorliegende Expertise erörtert daher im Auftrag des Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Abteilung Naturschutz, die folgenden Fragestellungen:

- (1) Welche Eigenschaften und Qualitäten müssen Krebsbarrieren aufweisen, um wirksam zu sein und wo sollten solche Anlagen idealerweise positioniert werden?*
- (2) Welche Eigenschaften und Qualitäten sollten Krebsbarrieren keinesfalls aufweisen?*
- (3) Was muss bezüglich Hochwasserschutz beachtet werden?*
- (4) Wie hoch ist der Wirkungsgrad von Krebsbarrieren bzw. das Restrisiko des „Durchkommens“ problematischer Arten?*
- (5) Wie hoch ist der Betreuungsaufwand solcher Anlagen und wie kann die Betreuung dauerhaft geregelt werden (z.B. über UNB, ONB, Kommune, im Rahmen eines Schutzgebietsmanagements, Ehrenamt, etc.)?*
- (6) Welche ökologischen Nachteile stehen den Vorteilen gegenüber? Welche Arten werden ggf. beeinträchtigt?*
- (7) Wie sind die Erfahrungen mit der Funktionsfähigkeit von Krebsbarrieren in anderen Bundesländern und im europäischen Ausland? (Abfrage bei den Bundesländern und EU-Staaten sowie Literatur-Recherche)*
- (8) Gibt es aus anderen Bundesländern oder EU-Staaten Erfahrungen zur Höhe der Investitionskosten, zu den dauerhaften Wartungs- und Instandhaltungskosten und zur Lebensdauer solcher Anlagen?*
- (9) Gibt es brauchbare und kostengünstige Alternativen zur Anlage von Krebsbarrieren (z.B. längere Verrohrungen, Gitterroste oder ähnliches)?*
- (10) Gibt es Studien, Untersuchungen oder praktische Bestrebungen, die darauf ausgerichtet sind, die Widerstandskraft oder auch Resistenz heimischer Steinkrebse (und Edelkrebse) gegenüber der „Krebspest“ derzeit oder in absehbarer Zukunft nachhaltig und mit Erfolgsaussicht zu stärken (wie z.B. klassische Resistenzzüchtungen, gentechnische oder andere Methoden)? Sind im Kontext einer*

möglichen Resistenzzüchtung andere Beeinträchtigungen/Störungen von Populationen heimischer Krebse durch das Auftreten nichtheimischer Krebse zu erwarten (Lebensraum- und Nahrungskonkurrenz, Verdrängung, Prädation)?

(11) Gibt es in Deutschland oder dem europäischen Ausland Projekte, die die Nachzucht des Steinkrebsees zum Ziel haben?

(12) Gibt es wirksame Methoden, den Handel zu sensibilisieren?

(13) Gibt es Studien zur Übertragung der Krebspest durch andere mobile Artengruppen der Gewässerlebensräume (Fische, Wasservögel, etc.)?

(14) Gibt es Erkenntnisse, ob Öffentlichkeitsarbeit, die den Schutz der einheimischen Krebse und die Vermeidung der Einschleppung der Krebspest zum Ziel hat (z.B. Infotafeln an Krebs-Gewässern), auch negative/kontraproduktive Auswirkungen haben kann?



Abbildung 1: Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) ist die kleinste heimische Flusskrebsart – neben Lebensraumverlust und Gewässerverunreinigung ist er besonders durch das Vordringen von invasiven gebietsfremden Arten gefährdet. © C. Chucholl.

2. Krebssperren

2.a. Literaturrecherche

Zur Beantwortung des Fragenkatalogs zum Themengebiet Krebssperren (Fragen 1-9) wurde im Januar 2017 eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt. Mit Hilfe von sieben Schlagwörtern (*invasive crayfish, barrier, conservation, management, Austropotamobius torrentium, control, crayfish plague*) wurde die online Datenbank Google Scholar (<https://scholar.google.de/>) sowie die Literaturdatenbank des Autors (1331 Flusskrebsspezifische Einträge) nach einschlägiger Fachliteratur durchsucht. Berücksichtigt wurden dabei Veröffentlichungen in begutachteten Fachzeitschriften (Primärliteratur und Reviews), Konferenzbeiträge, wissenschaftliche Abschlussarbeiten und Projektberichte (sog. „graue Literatur“).

Insgesamt konnten mit dieser Methode 24 wissenschaftliche Arbeiten mit Bezug zu Wanderhindernissen oder Krebssperren herausgefiltert werden. Etwa die Hälfte der Arbeiten (11) wurde in begutachtete internationale Fachzeitschriften publiziert, die übrigen verteilen sich auf wissenschaftliche Abschlussarbeiten (3) und sonstige Publikationen oder Berichte (10). Bei sechs Arbeiten handelt es sich um Reviews, d.h. Übersichtsarbeiten in denen verschiedene Primärquellen behandelt werden.

2.b. Länderabfrage

Eine Abfrage bei acht deutschen Bundesländern und elf europäischen Staaten mit Steinkrebsvorkommen erbrachte keine zusätzlichen Informationen zu den Ergebnissen der Literaturrecherche (s.o.). Von 17 Rückmeldungen (inkl. acht deutsche und fünf österreichische Bundesländer) enthielten lediglich sechs Hinweise auf projektierte Schutzmaßnahmen für Steinkrebse (**Tabelle 1**). Diese hatten neben Wiederansiedlungen auch die Implementierung von Krebssperren in Deutschland (Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und Hessen) und der Schweiz zum Ziel. Neben Freilandversuchen in der Schweiz durch die Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS) (Krieg & Zenker, 2016) wurden die meisten Sperren bisher in Baden-Württemberg konstruiert (Behm & Biss, 2016). Hessen befindet sich mit ersten Versuchen in einer Erprobungsphase (Gimpel, 2016; Hennings, 2016).

Nachfolgend (**2.c.**) wird der identifizierte *state of the art* hinsichtlich Krebssperren dargestellt, bevor dieser explizit auf den Fragenkatalog angewendet wird (**2.d.**). Die verwendeten Arbeiten sind im Literaturverzeichnis (5.) aufgeführt.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Ergebnisse der Länderabfrage hinsichtlich Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs. Länder ohne Rückmeldung (N = 6) sind nicht aufgeführt.

Deutschland	Kontakt/Institution	Schutzprojekte vor IAS	andere Schutzprojekte
Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt und Dr. E. Bohl	Aufklärungsarbeit, Entnahme von IAS (bisher ohne Erfolg)	k.A.
Baden-Württemberg	Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg	Aufklärungsarbeit, Pilot- und Modellprojekte zu Krebsperren	Wiederansiedlung
Sachsen	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	k.A.	k.A.
Thüringen	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie	Entnahme von IAS	k.A.
Hessen	RP Darmstadt, Obere Fischereibehörde	Aufklärungsarbeit, Krebsperren, Entnahme von IAS**	k.A.
Nordrhein-Westfalen	LANUV, Außenstelle Kirchhundem-Albaum	Aufklärungsarbeit, Krebsperren*	Nachzucht und Wiederansiedlung
Rheinland-Pfalz	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz	k.A.	k.A.
Saarland	Referat D/2 Arten- und Biotopschutz, Zentrum für Biodokumentation	k.A.	k.A.
Europa			
Österreich	Landesbehörden von Steiermark, Wien, Tirol, Salzburg und Oberösterreich	Entnahme von IAS	Nachzucht und Wiederansiedlung
Schweiz	Dr. Thomas Stucki, BVUAW	Krebsperren, Biozideinsatz, Entnahme von IAS	Nachzucht und Wiederansiedlung
Slowenien	Ministry of the Environment and Spatial Planning, Sector for Nature Protection	k.A.	k.A.
Rumänien	Dr. L. Parvalescu, Dept. of Biology and Chemistry, West University of Timisoara	k.A.	k.A.
Tschechien	Dr. P. Vlach, Center of Biology, Geosciences and Envigogika, University of West Bohemia	k.A.	k.A.

*zum Schutz von Edelkrebsen, **zum Schutz von Steinkrebsen

2.c. aktueller Wissensstand

Krebssperren sind für Flusskrebse unpassierbare Einrichtungen, die ein Vordringen von invasiven Arten in die Habitate heimischer Arten langfristig verhindern sollen (Ellis, 2005; Kerby *et al.*, 2005; Dana *et al.*, 2011; Frings *et al.*, 2013; Behm & Biss, 2016, 2016). Sie haben präventiven Charakter und zielen darauf ab eine Invasion gebietsfremder Flusskrebse von vorne herein zu verhindern – in Abwesenheit einer großräumig einsetzbaren, effektiven Tilgungsmethode ist das in vielen Fällen die einzige erfolgversprechende Strategie zum dauerhaften Schutz heimischer Krebsarten vor invasiven Arten und der Krebspest (Chucholl, 2015b). Absichtliche Fragmentierung aquatischer Lebensräume zum Schutz heimischer Arten und Ökosysteme vor biologischen Invasionen stellt dabei ein zunehmend diskutiertes Managementkonzept dar (Holthe *et al.*, 2005; Rahel, 2013; Manenti *et al.*, 2014; Chucholl, 2016).

Hinsichtlich Funktionsweise und Einsatzgebiet lassen sich Krebssperren in zwei Kategorien einteilen: Fischpassierbare Varianten und Vollsperrern. **Fischpassierbare Krebssperren** wurden bisher nur experimentell eingesetzt und sind per Definition für Fische durchgängige Konstruktionen, die aber Flusskrebse zurückhalten sollen (Vaeßen, 2010; Herrmann, 2011; Frings *et al.*, 2013). Die Funktion basiert auf einer Verengung des Abflussquerschnitts über einer glatten Rampe oder anderen glatten Oberflächen. Durch den dadurch erzeugten Düseneffekt entstehen hohe Strömungsgeschwindigkeiten (mind. 0,65 m/s), die ein Überklettern oder Überschwimmen durch Krebse verhindern, für Fische aber theoretisch noch passierbar sind. Weil die Sperrwirkung ausschließlich vom Wasserdruck abhängt, sind fischpassierbare Krebssperren vor allem in Fischpässen oder ähnlichen Bauwerken mit regelbarer, konstanter Abflussmenge sinnvoll. In der Schweiz wurden in den letzten Jahren Versuche in Becken-Schlitz-Pässen durchgeführt, deren Beckenübergänge mit Edelstahl vollständig glatt ausgekleidet waren. Dabei zeigte sich, dass bereits die Ansiedlung von Zebramuscheln in Kanten der Konstruktion von den Krebsen als Kletterhilfe genutzt wird. Schwierigkeiten entstehen auch während Wartungsarbeiten oder anderen Absenkungen der Wassermenge (z.B. wegen Verkläuerungen am Zulauf); die Sperren verlieren dann ihre Wirkung (Krieg & Zenker, 2016).

Vollsperrern basieren auf einem vertikalen, oben überkragenden Absturz (mind. 30 cm Höhe) aus glattem Material, der von Krebsen nicht überklettert werden kann. Die fließende Welle wird dabei von der Gewässersohle abgelöst und es bildet sich ein Wasserfall (**Abbildung 2**). Weil die Sperrwirkung unabhängig vom Abflussgeschehen ist, sind Vollsperrern auch für Gewässer mit dynamischem Abflussregime (z.B. Gewässeroberläufe) geeignet. Sperren dieses Typs wurden in den letzten Jahren in natürlichen Gewässern in Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Norwegen, Großbritannien und Spanien implementiert (Dana *et al.*, 2011; Rahel, 2013; Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016). Weil es sich um ein noch junges Schutzkonzept handelt, liegen wenig Erfahrungen zur langfristigen Wirksamkeit vor – eine speziell konstruierte Dammkonstruktion in Spanien scheint aber bisher erfolgreich invasive Rote Amerikanische Sumpfkrebse zurückzuhalten (Dana *et al.*, 2011). Am österreichischen Attersee haben Verrohrungen mit freien Abstürzen am unterstromigen Ende kleine Bäche erfolgreich vom Signalkrebsvorkommen im See isoliert, weshalb dort Steinkrebse überleben konnten (Auer, 2001).

Bei der Konstruktion von Krebssperren ist zu beachten, dass Flusskrebse auch über Land wandern und Sperren im Wasser so umgehen können (Marques *et al.*, 2015; Ramalho & Anastácio, 2015; Krieg & Zenker, 2016). Um das zu verhindern wurden verschiedene Leitkonstruktionen an der Sperrenkrone, bspw. Amphibienzäune, Leitbleche oder Palisaden, vorgeschlagen, die über Land wandernde Krebse in das Unterwasser der Sperren zurückleiten sollen (Chucholl, 2014; Krieg & Zenker, 2016). Bei Vollsperrern ist der Absturz über den Wasserspiegel hinaus zu verlängern und gegen seitliches Überklettern zu sichern. Im

besten Fall werden die Ufer im Unterwasser für einige Meter so gestaltet, dass die Tiere keine Möglichkeit zum Landgang haben (bspw. durch ein Rechteckprofil mit glatten Wänden) (Krieg & Zenker, 2016). Werden bestehende Strukturen wie Durchlässe oder Brücken genutzt ist ein Einbau auf der Oberwasserseite sinnvoll, um seitliches Ausklettern zu verhindern.

Ferner sind alle Krebsperren anfällig für Verklausungen durch angeschwemmtes Treibgut und Algenbewuchs (Behm & Biss, 2016; Krieg & Zenker, 2016). Für regelmäßige Wartung und Kontrolle der Sperrwirkung sind daher Ressourcen einzuplanen. Ebenso ist der Einsatz von beständigem glatten Material wie Edelstahl oder glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK) notwendig. Biozid freie Antifouling sind erfolversprechende Weiterentwicklungen um den Pflegeaufwand zu minimieren (Krieg & Zenker, 2016).

Um eine maximale Sicherheit zu gewährleisten, wird empfohlen, mindestens zwei Sperren hintereinander zu konstruieren (Dana *et al.*, 2011; Rahel, 2013; Chucholl, 2014; Krieg & Zenker, 2016). Der Bereich zwischen den Sperren sollte dabei regelmäßig durch ein Monitoring beobachtet werden; wird die erste Sperre überwunden, kann dort eine isolierbare Managementzone eingerichtet werden, in der eine rasche intensive Bekämpfung mit mechanischen oder physikalischen Methoden wirksam zur Tilgung führen kann.

Zuletzt sollten die Gewässerabschnitte unmittelbar unter den Sperren für Krebse möglichst unattraktiv gestaltet werden, um den Kolonisierungsdruck auf die Sperren zu senken (Dana *et al.*, 2011; Krieg & Zenker, 2016). In Spanien wurde was Unterwasser von Vollsperren bspw. über 3m Länge als flache betonierte Plattform ausgestaltet, was eine Kolonisierung durch Krebse effektiv verhindert (Dana *et al.*, 2011). Durch die harte Oberfläche wird zudem die Aufprallenergie des Wassers gestreut und so der Bildung von Erosionsgumpen vorgebeugt – diese könnten die Konstruktion langfristig unterminieren und böten zudem präferierten Lebensraum für Krebse. Denkbar sind auch monotone Rechteckprofile mit solidem Sohlverbau im Unterwasser von Sperren (mit glatten Wänden, um ein Ausklettern zu verhindern, s.o.). Schließlich ist auch der Einsatz von elektrischen Fischsperren als Scheueinrichtungen während der Phasen mit höchster Krebsaktivität vorstellbar (Peay *et al.*, 2014; Benejam *et al.*, 2015). Managementmaßnahmen zur Reduktion der Populationsdichte im Unterwasser von Sperren, bspw. Raubfisch-Management kombiniert mit intensiver Befischung, können den Kolonisierungsdruck zusätzlich verringern (Hein *et al.*, 2006; Moorhouse *et al.*, 2014; IBMA, 2015).

Die Strategie der anthropogenen Isolation beinhaltet folglich eine Bekämpfung von invasiven gebietsfremden Flusskrebsarten sowohl durch die Krebsperren selbst – sie sollen die Ausbreitung der gebietsfremden Arten verhindern – als auch durch die o. g. zusätzlichen Maßnahmen im Umfeld von Krebsperren.



Abbildung 2: Verschiedene Vollsperrn in *ad hoc* Bauweise (A – Finsterbach, BW; B – Zieggraben, BW; und C – Kander, BW). Die Sperrn wurden jeweils auf vorhandene Strukturen aufgesetzt. Für A wurde der Absturz neu erzeugt. © C. Chucholl.

Kurzbewertung

Pro:

- ✓ effektiver Schutz durch Fernhaltung invasiver Krebsarten
- ✓ langfristig wirksam

Contra:

- (einmalig) hohe Investitionskosten
- regelmäßige Kontrolle und Wartung notwendig
- Barrierewirkung auf Nichtzielarten (v.a. schwimmschwache benthische Fische)
- wenig bekannt über langfristige Wirksamkeit

Fazit

Zahlreiche Steinkrebsvorkommen in der kontinentalen Region, darunter auch in Hessen, sind unmittelbar durch das Vordringen invasiver Krebsarten, insbesondere des Signalkrebsses, gefährdet (Chucholl, 2016) und bedürfen eines entsprechenden Schutzes. Krebsperren sind dabei in den allermeisten Fällen als Schutzmaßnahme alternativlos und stehen dementsprechend im Fokus gegenwärtiger Schutzbemühungen und Maßnahmenplanungen (Frings *et al.*, 2013; Chucholl, 2015b; Behm & Biss, 2016).

Gleichzeitig handelt es sich um ein junges Schutzkonzept, über dessen langfristige Wirksamkeit zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur wenige belastbare Daten vorliegen (Dana *et al.*, 2011). Die Implementierung von Krebsperren sollte deshalb durch ein Monitoring und empirische Feldversuche (Stresstests) begleitet werden, um die Wirksamkeit verschiedener Sperrenvarianten zu untersuchen.

2.d. Anwendung auf den Fragenkatalog

(1) Welche Eigenschaften und Qualitäten müssen Krebsperren aufweisen, um wirksam zu sein und wo sollten solche Anlagen idealerweise positioniert werden?

Die Beantwortung dieser Fragestellung ist abhängig vom Funktionstyp und erfolgt daher getrennt für Vollsperrren und fischpassierbare Krebsperren (s.o.).

Vollsperrren (Dana *et al.*, 2011; Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016; Krieg & Zenker, 2016):

- ✓ Vollsperrren sind primär in Oberlaufsystemen und kleinen Bächen sinnvoll; diese weisen oft auch natürlicherweise kleinere Abstürze auf und die Anforderungen an vollständige längszonale Durchgängigkeit sind hier generell geringer als in den nachfolgenden Fließgewässerregionen.
- ✓ Für maximale Sicherheit wird empfohlen mindestens zwei Sperrren hintereinander zu konstruieren. Der Bereich zwischen den Sperrren ist regelmäßig zu beobachten.
- ✓ Der vertikale, oben überkragende Absturz sollte ausreichend hoch (mind. 30 cm) und vollständig aus glattem beständigem Material, z.B. Edelstahl oder glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK), gefertigt sein.
- ✓ Schweißnähte sollten so geführt werden, dass keine Klettermöglichkeiten für Krebse entstehen.
- ✓ Der Absturz ist über den Wasserspiegel hinaus zu verlängern und gegen seitliches Überklettern zu sichern. Leitkonstruktionen an der Sperrrenkrone, z.B. Amphibienzäune, sollen über Land wandernde Krebse in das Unterwasser der Sperre zurückleiten.
- ✓ Biozidfreie Antifoulings können den Pflegeaufwand minimieren.
- ✓ Das Unterwasser der Sperre sollte für Krebse möglichst unattraktiv gestaltet werden, bspw. als monotone Rechteckprofile mit solidem Sohlverbau. Die Bildung von Erosionsgumpen ist zu vermeiden.

Fischpassierbare Krebsperren (Vaeßen, 2010; Frings *et al.*, 2013; Krieg & Zenker, 2016):

- ✓ Fischpassierbare Krebsperren sind vor allem in Fischpässen oder ähnlichen Bauwerken mit regelbarer, konstanter Abflussmenge sinnvoll.
- ✓ Für maximale Sicherheit wird empfohlen mindestens zwei Beckenpässe hintereinander mit Sperrren zu versehen. Der Bereich zwischen den Sperrren ist regelmäßig zu beobachten.
- ✓ Strömungsgeschwindigkeiten von mind. 0,65 m/s über der Sperre sind ständig aufrechtzuerhalten.
- ✓ Die Querschnittsverengung sollte vollständig aus glattem beständigem Material, z.B. Edelstahl oder glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK), gefertigt sein.
- ✓ Ecken und Kanten sollten abgerundet werden, um Biofouling (z.B. durch *Dreissena*) zu minimieren.
- ✓ Biozidfreie Antifoulings können den Pflegeaufwand minimieren.
- ✓ Becken-Durchlässe sollten überkragende Elemente aufweisen, um während Wartungsarbeiten oder Verklausungen die Sperrwirkung aufrecht zu erhalten.

- ✓ Leitkonstruktionen an der Sperrenkrone, z.B. Amphibienzäune, sollen über Land wandernde Krebse in das Unterwasser der Sperre zurückleiten.

(2) Welche Eigenschaften und Qualitäten sollten Krebsperren keinesfalls aufweisen?

Die Anforderungen an wirksame Krebsperren sind grundsätzlich sehr hoch (s.o.). Werden die Kriterien nicht erfüllt besteht das Risiko, dass die Sperre überwunden wird.

Hervorzuheben ist besonders die Notwendigkeit von glatten Oberflächen – raue oder texturierte Oberflächenstrukturen sind in jedem Fall zu vermeiden. Flusskrebse können Hindernisse im Wasserkörper und über Wasser überwinden, wenn sie an der Oberfläche Halt finden. Selbst senkrechte Hindernisse werden erklettert, wenn verwittertes Mauerwerk, rauer Beton, Algen- oder Moosaufwuchs Möglichkeit dazu bieten (vgl. (Behm & Biss, 2016)). Viele bestehende Sohlschwellen und Wehranlagen, die aus fischökologischer Sicht Migrationsbarrieren sind, stellen deshalb für Flusskrebse keine dauerhaften, unüberwindbaren Hindernisse dar.

Insbesondere die Funktionalität von fischpassierbaren Sperrdesigns ist, unter Berücksichtigung eines genügend großen Strömungsdrucks, an glatte Oberflächen gekoppelt – bereits Biofouling durch Zebramuscheln kann Flusskrebse das Durchklettern ermöglichen (Krieg & Zenker, 2016). Bei Vollsperrren verhindert primär der oben überkragende Absturz das Überwinden. Dennoch können auch hier Anschwemmungen von Laub und Ästen die Funktionalität stören und Möglichkeiten zum Überklettern schaffen. Krebsperren sollten daher regelmäßig auf ihre Funktionsfähigkeit überprüft und gereinigt werden (Behm & Biss, 2016; Krieg & Zenker, 2016).

Weiterhin können Flusskrebse Sperren im Wasser durch Landwanderung umgehen (Puky, 2014; Marques *et al.*, 2015; Ramalho & Anastácio, 2015). Wird dieser Aspekt vernachlässigt, können Sperren zumindest durch einzelne Tiere umwandert werden. Krebsperren, egal welchen Bautyps, müssen daher Leitkonstruktionen an der Sperrenkrone aufweisen, die über Land wandernde Tiere wieder zurück in das Unterwasser leiten. Im besten Fall werden die Ufer im Unterwasser für einige Meter so gestaltet, dass die Tiere keine Möglichkeit zum Landgang haben (bspw. durch ein Rechteckprofil mit glatten Wänden) (Krieg & Zenker, 2016). Werden bestehende Strukturen wie Durchlässe oder Brücken genutzt ist ein Einbau auf der Oberwasserseite sinnvoll, so dass ein seitliches Ausklettern durch die Bauwerke verhindert wird.

(3) Was muss bezüglich Hochwasserschutz beachtet werden?

Hinsichtlich Hochwasserschutz sind in natürlichen Gewässern 1) die Standsicherheit der Sperrenkonstruktion und 2) potenzielle Auswirkungen des veränderten Abflussquerschnitts zu beachten. Rückstau oder Verklausungen an Krebsperren können im Hochwasserfall das Überschwemmungsrisiko angrenzender Flächen eventuell erhöhen.

Diese Aspekte sind mit den zuständigen Fachbehörden (Wasserbehörde) im Vorfeld abzuklären sowie ggf. notwendige wasserrechtliche Genehmigungen, insbesondere bei der Neuerrichtung von Sperren, einzuholen. In baden-württembergischen Modellprojekten (Vollsperrren in natürlichen Oberlaufgewässern) wurden die Wasserbehörden bereits frühzeitig in den Planungsprozess eingebunden (Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016).

(4) *Wie hoch ist der Wirkungsgrad von Krebsperren bzw. das Restrisiko des „Durchkommens“ problematischer Arten?*

Zum Wirkungsgrad von Krebsperren liegen gegenwärtig nur wenige belastbare Angaben vor; seriöse Aussagen zur Höhe des Restrisikos können daraus nicht abgeleitet werden.

Belastbar untersucht wurde der Wirkungsgrad von drei speziell konstruierten Vollsperrern in Spanien. Invasive Rote Amerikanische Sumpfkrebse wurden dabei über einen Untersuchungszeitraum von vier Jahren erfolgreich zurückgehalten und der Dohlenkrebsbestand im Oberwasser der Sperren wurde effektiv geschützt (Dana *et al.*, 2011). Peay und Hiley (2001 – in Stebbing *et al.*, 2012) berichten zudem, dass zwei kleine Wehranlagen die stromaufwärtige Ausbreitung von Signalkrebsen im Fluss Rother (England) aufgehalten haben. Ein weiteres Beispiel für erfolgreiche Eindämmung liefert der österreichische Attersee: Dort haben Verrohrungen mit freien Abstürzen am unterstromigen Ende kleine Steinkrebsbäche vom Signalkrebsvorkommen im See isoliert (Auer, 2001).

Diesen Beispielen erfolgreicher Eindämmung stehen Erfahrungen gegenüber, die insbesondere das Risiko des Umwanderns an Land unterstreichen. Versuche in kleinen natürlichen Bächen in der Schweiz haben bspw. gezeigt, dass Signalkrebse beim Treffen auf ein Hindernis im Wasser an Land gehen und versuchen dieses bis zu 4 Meter weit zu umgehen (Krieg & Zenker, 2016). Dabei wurde künstlich eine sehr hohe Dichte von Signalkrebsen im Unterwasser des Hindernisses erzeugt, um einen hohen Wanderdruck zu erzeugen. Übereinstimmend mit diesem Versuchsergebnis wurden in einem baden-württembergischen Modellprojekt nach der Installation von Edelstahlblechen in einem Treppenabsturz lebende Signalkrebse auf der Terrasse einer Anwohnerin oberhalb der Bleche entdeckt (Behm & Biss, 2016). Offenbar waren die Tiere an der rauen und bewachsenen Uferwand seitlich ausgeklettert. In fischpassierbaren Anlagen ist zudem Biofouling der Oberflächen ein Risikofaktor: In einem Versuch in der Schweiz wurden fischpassierbare Sperren (mit Edelstahl ausgekleidete Becken-Schlitz-Pässe einer Fischtreppe) von einzelnen Edelkrebsen überwunden, weil sich in Kanten der Konstruktion Dreikantmuscheln angesiedelt hatten und von den Krebsen als Kletterhilfe genutzt wurden (Krieg & Zenker, 2016).

Zusammenfassend betrachtet belegen Positivbeispiele klar die Machbarkeit der räumlichen Eindämmung von invasiven Krebsarten (Dana *et al.*, 2011). Ein Restrisiko des „Durchkommens“ kann aber nicht kategorisch ausgeschlossen werden, insbesondere wenn die unter [2.d.\(1\)](#) formulierten Anforderungen nur teilweise erfüllt sind (bspw. keine Absicherung gegen Überlandwanderung). Krebsperren-Projekte basieren häufig auf *ad hoc* Maßnahmen und viele befinden sich noch in der Evaluierungsphase (Behm & Biss, 2016; Krieg & Zenker, 2016). Vorhandene Sperren werden an neue Erkenntnisse angepasst, um identifizierte Schwachstellen abzustellen (Behm & Biss, 2016). Anthropogene Risikofaktoren wie ein absichtliches (oder irrtümliches) Versetzen von invasiven Krebsarten in Gewässerstrecken oberhalb von Krebsperren lassen sich dabei allerdings nicht völlig abstellen (Dana *et al.*, 2011; Stebbing *et al.*, 2012). Gezielte Öffentlichkeitsbildung kann aber helfen, dieses Risiko zu mindern (Behm & Biss, 2016).

Um das Restrisiko des „Durchkommens“ auf das Minimum zu reduzieren werden zwei komplementäre Strategien vorgeschlagen: i) Konstruktion von mehreren Sperren hintereinander (Dana *et al.*, 2011; Chucholl, 2014) und ii) Minimierung des Kolonisierungsdrucks durch Reduktion der Bestandsdichte im Unterwasser der Sperren (Krieg & Zenker, 2016).

Durch die **Konstruktion von mehreren Sperren** wird das Restrisiko des Durchkommens auf mehrere Barrieren verteilt. Wird die erste Sperre von einzelnen Tieren überwunden, werde diese von der

nächsten Sperre aufgehalten. Der Bereich zwischen den Sperren dient außerdem als abgrenzbare Managementzone, in der eine rasche intensive Bekämpfung mit mechanischen oder physikalischen Methoden (s.u.) wirksam zur Tilgung führen kann (Dana *et al.*, 2011; Chucholl, 2014; Krieg & Zenker, 2016).

Wird die erste Sperre nur selten und von wenigen Tieren überwunden, besteht zudem die realistische Chance, dass sich diese durch zufällige demographische Effekte (Kleinheit der Population) und Störereignisse sowie Isolation vom restlichen Bestand nicht erfolgreich im Oberwasser etablieren. Nach Fertigstellung der drei Vollsperrn in Spanien ist bspw. ein individuenarmes Vorkommen von Roten Amerikanischen Sumpfkrebsen im Abschnitt zwischen der untersten und mittleren Sperre nach einiger Zeit von selbst unter die Nachweisgrenze „verschwunden“ (Dana *et al.*, 2011).

Zur **Minimierung des Kolonisierungsdrucks** ist neben einer für Krebse unattraktiven Gestaltung des Gewässerbetts im Unterwasser der Sperre (siehe **2.c.**) ein gezieltes Management der invasiven Krebspopulation sinnvoll. Die gegenwärtig verfügbaren Methoden zur Bekämpfung, Kontrolle oder Tilgung von invasiven Flusskrebse lassen sich dabei in Anlehnung an die seit längerem etablierte Bekämpfung von Schadinsekten in fünf Kategorien einteilen (Holdich, Gydemo & Rogers, 1999; Gherardi *et al.*, 2011; Stebbing *et al.*, 2012):

- Mechanisch (Entnahme mit Reusen/per Hand/E-Fischerei)
- Physikalisch (Trockenlegung, Habitatmodifikation, Elektroschocks)
- Biologisch (Raubfische, Pathogene)
- Biozide (chemische und natürliche)
- Autozidale Methoden

Einen raschen Überblick über die verschiedenen Bekämpfungstechniken gibt **Tabelle 2**.

Tabelle 2: Synthese verschiedener Bekämpfungsmethoden invasiver gebietsfremder Flusskrebse (nach Gherardi *et al.* 2011, verändert). Evaluiert wurden jeweils folgende Kriterien: Populationsgröße (Individuenzahl der Zielpopulation), Areal (räuml. Ausdehnung der Zielpopulation), Anwendbarkeit (geeignete Habitate für die Methode), Artspezifität (Fähigkeit nur die Zielart zu treffen), Selektivität (Fähigkeit best. Größenklassen/Geschlecht der Zielart zu treffen), potenzieller ökologischer Schaden der Methode, Zeit (Zeitdauer bis die Methode effektiv wirkt), Kosten, Wirksamkeit (Fähigkeit die Zielpopulation zu kontrollieren) und Managementziel (erreichbarer Effekt auf die Zielpopulation: *R* – Reduktion der Individuenzahl, *K* – Kontrolle der räuml. Ausbreitung/Fernhaltung, und *E* – vollständige Eradikation/Tilgung).

Methoden	Pop.-Größe	Areal	Anwendbarkeit	Art-spezif.	Selektivität	ökol. Schad.	Zeit	Kosten	Wirksamkeit	Manag.-Ziel
Mechanisch										
Reusen/Fallen	+++	++	+++	+	+++	+	+++	+++	++	<i>R</i>
Elektrofischerei	++	+	++	++	+	+	+	+	+	<i>R</i>
Handfang	+	+	+	+++	+++	+	+	+	+	<i>R</i>
Physikalisch										
Trockenlegung	-	+	+	+	+	+++	++	+++	+	<i>E</i>
Krebssperren	-	+	++	++	+	++	+	+++	++	<i>K</i>
Biologisch										
Räuber	+++	++	++	++	+++	+	+++	++	++	<i>R</i>
Pathogene	-	-	+++	+++	+	?	+	+	+++	<i>E</i>
Biozide										
Chemische	-	+	++	+	+	+++	+	++	+++	<i>E</i>
Natürliche	-	+	++	+	+	++	+	++	+++	<i>E</i>
Autozidale M.¹										
SMRT ²	+	+	++	+++	+	+	+++	++	+	<i>R</i>
Pheromone	-	++	+++	+++	+++	+	+++	+	+	<i>R</i>

+, gering; ++, mittel; +++, hoch; -, irrelevant; ?, unbekannt

1: Autozidale Methoden (Selbstvernichtungsverfahren): Verfahren der biologischen Schädlingsbekämpfung zur Verringerung des Rekrutierungserfolgs.

2: Sterile Male Release Technique: Autozidmethode, bei der eine große Menge steriler Männchen in die Zielpopulation entlassen wird, die sich dort mit den Weibchen verpaaren. Die entstehenden Gelege sind (teilweise) unfruchtbar, wodurch sich der Rekrutierungserfolg der Population verringert.

Ausgehend vom gegenwärtigen Kenntnisstand über die Wirksamkeit und Anwendbarkeit dieser Bekämpfungstechniken wird ein systematisches, kombiniertes Populations-Management im Unterwasser von Sperren (und ggf. dem Vorflutersystem) vorgeschlagen:

i. Tilgung

Wo möglich sollten Vorkommen invasiver Krebsarten vollständig getilgt werden. Mit den gegenwärtig verfügbaren Methoden ist das insbesondere in kleinen, isolierbaren Stillgewässern zielführend. Kleine Stillgewässer und Teiche bilden häufig den Ursprung von Vorkommen invasiver Krebsarten und fungieren als Donorpopulationen für die Besiedlung umliegender Fließgewässer (Chucholl & Dehus, 2011).

- a) *Trockenlegung*: Durch intensives Abfangen mit Reusen, gefolgt von mehrmaliger Sommer- und Winterung, teilweise kombiniert mit Branntkalk-Behandlung und Ausbaggern, konnten Signalkrebse aus Teichen in Frankreich eliminiert werden (IBMA, 2015). Filtersysteme am Teichablass/Abfischgrube und Abwandersperrern an Land (Amphibienzäune) verhinderten dabei ein Entkommen von Krebsen in umliegende Gewässer, indem sie die Tiere zurückhalten.

- b) *Biozide*: Natürliches Pyrethrum und synthetische Derivate wie Pyblast, Deltamethrin oder BETAMAX VET (pyrethroide Insektizide) wurden in Großbritannien, Gotland (Schweden) und Norwegen mit Erfolg zur Eliminierung von Signalkrebspopulationen aus Stillgewässern eingesetzt (Peay *et al.*, 2006; Ljunggren & Sundin, 2010; Sandodden & Johnsen, 2010; Lochaber Fisheries Trust, 2012). Vorteile von Pyrethroiden sind eine geringe Toxizität für Menschen, Säugetiere und Vögel, der rasche Abbau unter Sonnenlichteinwirkung zu ungiftigen Abbauprodukten und keine schädliche Wirkung auf Pflanzen. Toxische Wirkungen bestehen jedoch gegenüber anderen Krebstieren, Insekten und Fischen (Peay *et al.*, 2006). Für diese Substanzen stehen mittlerweile Verfahrens-Protokolle für den Praxiseinsatz bereit mit denen invasive Flusskrebse aus kleinen Stillgewässern getilgt werden können.

Beide Bekämpfungstechniken bergen das Risiko von unerwünschten Effekten auf Nichtzielarten (ökol. Schaden). Diese treten aber nur über den begrenzten Zeitraum der Bekämpfungsmaßnahme auf und sind reversibel (Gherardi *et al.*, 2011). Der langfristige Nutzen (Abwendung von irreversiblen Schaden durch biologische Invasionen) dürfte in den meisten Fällen deutlicher höher zu bewerten sein als die kurzfristigen ökologischen und – im Falle von bewirtschafteten Teichen ggf. auch ökonomischen – Nachteile. Insbesondere hinsichtlich des Einsatzes von Bioziden sollte daher über einen möglichen Paradigmenwechsel nachgedacht werden; einige der gegen Flusskrebse wirksamen Insektizide – bspw. der Wirkstoff Cypermetrin in BETAMAX – sind in der EU bereits in der landwirtschaftlichen Bioziddirektive gelistet, damit erlaubt und werden in der Landwirtschaft eingesetzt (Sandodden & Johnsen, 2010).

ii. *Reduktion der Populationsdichte*

Wo eine Tilgung nicht erfolgversprechend ist, kann eine Reduktion der Populationsdichte durch Kombination intensiver mechanischer Entnahme mit biologischer oder physikalischer Bekämpfung versucht werden (siehe [Tabelle 2](#)). Für einen dauerhaften Effekt ist die Bekämpfung dabei im Regelfall *ad infinitum* fortzuführen (Holdich *et al.*, 1999; Gherardi *et al.*, 2011). Die Wirksamkeit der Managementmaßnahmen sollte durch ein Monitoring überprüft werden.

Eine *Entnahme mit Reusen* oder anderen Fallenkonstruktionen ist eine häufig versuchte Bekämpfungsmethode, deren Wirksamkeit in der Fachliteratur aber kontrovers beurteilt wird. Es besteht Konsens dahingehend, dass selbst mit einer sehr hohen Befischungsintensität über längere Zeit allenfalls eine temporäre Reduktion der fangbaren Zielpopulation erreicht werden kann (Smith & Wright, 2000; Dana *et al.*, 2010; Gherardi *et al.*, 2011; Stebbing *et al.*, 2012; Moorhouse *et al.*, 2014; IBMA, 2015).

Der Hauptgrund für die begrenzte Wirksamkeit der Bekämpfung mit Reusen liegt in der Größen- und Geschlechtsverzerrung der fangbaren Tiere gegenüber der Gesamtpopulation. Weibchen und Jungtiere sind in Reusenfängen stark unterrepräsentiert, während große und männliche Tiere im Fang dominieren (Holdich *et al.*, 1999; Gherardi *et al.*, 2011; Stebbing *et al.*, 2012). Werden durch Reusen die großen dominanten Tiere aus einer Population entnommen, führt das zu besseren Konkurrenzbedingungen für die verbliebenden Jungtiere – was diesen erlaubt schneller zu wachsen und höhere Dichten zu erreichen – oder zur Immigration von großen Tieren aus benachbarten Arealen, die nicht befischt werden (Holdich *et al.*, 1999; Smith & Wright, 2000; Moorhouse & Macdonald, 2011; Schubert, 2017; Houghton *et al.*, 2017). Ein weiteres potenzielles Problem bei der Entnahme mit Reusen

ist die hohe Anzahl von Tieren, die dabei anfallen kann (Stebbing *et al.*, 2012). Bei intensiver Befischung ist die Entnahme von mehreren tausend Tieren ohne weiteres möglich – diese Anzahl von Tieren muss sicher gehandhabt werden, was große personelle und logistische Ressourcen voraussetzt. Es muss sichergestellt werden, dass die Tiere nicht wieder entkommen und sie müssen tierschutzgerecht getötet, entsorgt oder verwertet werden. Außerdem ist eine Weiterverbreitung des Krebspesterreger durch kontaminiertes Equipment oder Kleidung durch geeignete Maßnahmen zu verhindern – unkontrollierter „Fangaktionismus“ ist in jedem Fall zu vermeiden!

Zwar ist eine Reduktion der Populationsgröße durch Befischung alleine nicht zielführend um heimische Krebsarten wirksam zu schützen (hierzu ist eine Kontrolle der räumlichen Ausbreitung oder vollständige Tilgung notwendig), dennoch kann dadurch der Kolonisationsdruck auf benachbarte Habitate (und Krebsperren) zumindest temporär gesenkt werden (Dana *et al.*, 2010; Hudina *et al.*, 2017). Hierbei kommt die Größenselektivität von Reusenfängen positiv zum Tragen, da die Invasionsfronten besonders von größeren Tieren dominiert werden.

Die Wirksamkeit von Reusenbefischungen kann deutlich gesteigert werden, wenn sie mit anderen Bekämpfungsmethoden kombiniert werden (Gherardi *et al.*, 2011). So hat eine Kombination aus *Raubfischbesatz/Raubfischmanagement* und Befischung mit Reusen eine wesentlich stärkere und nachhaltigere Wirkung als Befischung alleine (Hein *et al.*, 2006). Raubfische fressen vorwiegend Jungtiere, die mit Reusen nicht fangbar sind. Dadurch entsteht ein Druck auf alle Größenklassen, was zu einer *top down* Kontrolle des Bestands führt und in Einzelfällen eventuell sogar eine vollständige Tilgung ermöglicht. Erfahrungen aus der Schweiz, Frankreich und den USA haben gezeigt, dass sich die Dichte der Zielpopulation bei diesem kombinierten Bekämpfungsansatz nach einiger Zeit auf einem sehr geringen Niveau stabilisiert und der Fraßdruck durch Raubfische ausreichend sein kann um dieses Niveau zu halten (Frutiger & Müller, 2002; Hein *et al.*, 2006; IBMA, 2015). Der fortgesetzte Einsatz von Reusen wird dann ggf. überflüssig.

Neben mechanischer Entnahme könnte die Populationsdichte invasiver Flusskrebse in Fließgewässern theoretisch auch durch wiederholte Bekämpfung mit Bioziden oder Trockenlegung (Ausleitung) auf einem geringen Niveau gehalten werden. Der entstehende ökologische Schaden ist dabei allerdings gegenüber dem Nutzen anders abzuwägen als bei der Zielsetzung einer vollständigen Tilgung (s.o.), da in diesem Szenario ein wiederholter, regelmäßiger Bekämpfungseinsatz notwendig würde. Hier gilt es grundsätzlich abzuwägen, in welchem Verhältnis der kurzzeitige Verlust aller Arthropoden (Gliedertiere und ihre Entwicklungsformen) und Fische (die vorab zu bergen sind) des behandelten Gewässerabschnitts zur partiellen Vernichtung der gebietsfremden Krebsart in diesem Gewässerabschnitt steht.

iii. *Verlangsamung der Ausbreitung*

Neben Tilgung und Reduktion der Populationsdichte kann es in bestimmten Fällen sinnvoll sein, die Ausbreitungsgeschwindigkeit von invasiven Populationen durch intensive mechanische Entnahme gezielt zu verringern (Moorhouse *et al.*, 2014; Hudina *et al.*, 2017). Hierdurch kann das Zeitfenster zur Implementierung von präventiven Schutzmaßnahmen für heimische Krebsarten, bspw. Krebsperren, vergrößert werden.

Intensive Reusenbefischung der Invasionsfront wird bspw. in Kroatien als Managementkonzept diskutiert, um die Ausbreitung von Signalkrebsen aus dem Fluss Korana in den Nationalpark der Plitvicer Seen hinauszuzögern (Hudina *et al.*, 2017). Simulationen an Populationsmodellen indizieren dabei, dass für einen maximalen Effekt die befischte Strecke beständig der Ausbreitungsgrenze folgen muss. Die Größenselektivität von Reusenfängen kommt hierbei positiv zum Tragen, da die Invasionsfronten häufig von großen Tieren dominiert werden.

Die grundsätzlichen Nachteile einer Bekämpfung mit Reusen (keine Tilgung oder vollständige Kontrolle der Ausbreitung möglich, durch Selektivität bedingte populationsfördernde Effekte sowie nur vorübergehende Wirkung) bleiben allerdings auch bei diesem Managementansatz bestehen (Holdich *et al.*, 1999). Eine Verlangsamung der Ausbreitung macht daher nur Sinn, wenn langfristig andere, wirkungsvollere Kontrollmaßnahmen (bspw. Krebsperren oder Tilgung mit Bioziden) angestrebt werden.

(5) Wie hoch ist der Betreuungsaufwand solcher Anlagen und wie kann die Betreuung dauerhaft geregelt werden (z.B. über UNB, ONB, Kommune, im Rahmen eines Schutzgebietsmanagements, Ehrenamt, etc.)?

Für Vollsperrren in natürlichen Bächen in Baden-Württemberg wird ein minimaler Betreuungsaufwand (Kontrolle der Funktionsfähigkeit und Reinigung) von mindestens zwei Terminen pro Jahr angegeben (Behm & Biss, 2016). Die Betreuungsaufgaben werden dabei von den Bauhöfen der Kommunen dauerhaft übernommen. In einem anderen baden-württembergischen Oberlaufgewässer ist der örtliche Fischereiverein aktiv in die Wartung von Vollsperrren eingebunden (Chucholl, 2014).

Bei fischpassierbaren Sperrren in Fischaufstiegsanlagen ist eine regelmäßige Kontrolle durch den Anlagenbetreiber denkbar. Zudem könnten andere Personengruppen aus dem öffentlichen Dienst (bspw. UNB oder Wasserwirtschaft) oder Ehrenamtliche eingebunden werden. Auch interessierte Anwohner können ggf. Kontrollaufgaben wahrnehmen (Behm & Biss, 2016).

Die Zuständigkeit obliegt i.d.R. dem Betreiber einer Anlage (bspw. bei Fischaufstiegsanlagen) oder dem Unterhaltungspflichtigen im Rahmen der Gewässerunterhaltung. In jedem Fall ist eine klare Zuständigkeit, am besten durch lokale Personengruppen, zu regeln. Mit der Betreuung beauftragte Personen sollten zu Beginn über Zweck und Funktion der Krebsperren geschult werden, um eine adäquate und fachgerechte Wartung zu gewährleisten.

(6) Welche ökologischen Nachteile stehen den Vorteilen gegenüber? Welche Arten werden ggf. beeinträchtigt?

Krebssperren stellen einen Eingriff in das natürliche Gewässerkontinuum dar (Dana *et al.*, 2011). Sie verändern lokal abiotische Habitat-Eigenschaften und behindern die stromaufwärtsgerichtete Wanderung der Gewässerfauna. Diesen Nachteilen steht der dauerhafte Schutz bedrohter heimischer Flusskrebse und der übrigen Gewässerlebewelt vor den negativen Effekten invasiver Krebsarten als Vorteil gegenüber (Guan & Wiles, 1997; Bubb *et al.*, 2009; Chucholl, 2014, 2015b; Vaeßen & Hollert, 2015).

Mögliche Auswirkungen von Krebssperren auf die Gewässerfauna variieren je nach Tiergruppe. Wirbellose Tiere führen als Imago entweder Kompensationsflüge durch (Insekten) oder können wegen ihrer Kleinheit im Oberwasser von Krebssperren langfristig überlebensfähige Populationen ausbilden (Krebstiere, Weichtiere und „Würmer“). Sie werden daher durch Krebssperren nicht beeinträchtigt. Für Fische und Neunaugen kann es dagegen durch Krebssperren zu einer Fragmentierung ihrer Lebensräume kommen. Dies trifft insbesondere auf bodenorientierte und schwimmschwache Arten zu (Frings *et al.*, 2013).

Nachteilige Auswirkungen von Krebssperren auf die betroffene Fischfauna können die Abtrennung von (temporär) wichtigen Teillebensräumen (z.B. Jungfischhabitate oder Laichplätze) oder die Fragmentierung der Populationen sein. Letzteres erhöht durch Reduktion der Populationsgröße tendenziell die stochastische Aussterbewahrscheinlichkeit und kann langfristig zu einer genetischen Verarmung der isolierten Populationsfragmente führen, da kein Individuen- und Genaustausch mit benachbarten Populationsteilen mehr möglich ist. Dies wurde bspw. für die Groppe (*Cottus gobio* s.l.) nachgewiesen, die in anthropogen fragmentierten Lebensräumen eine geringere genetische Diversität aufweist als in kontinuierlich durchgängigen Gewässersystemen (Knaepkens, 2004; Knaepkens *et al.*, 2004).

Der mögliche Zielkonflikt zum Fischartenschutz kann durch angepasste Wahl der Sperren-Standorte oder fischpassierbare Krebssperren allerdings weitgehend aufgelöst werden (Frings *et al.*, 2013; Chucholl, 2015b). So sind Vollsperrern zum Schutz von Steinkrebsen vor allem in kleinen Oberlaufgewässern (Epirhithral) sinnvoll (Chucholl, 2015b). Diese sind auch natürlicherweise oft undurchgängig (bspw. durch Abstürze) und weisen eine relativ artenarme, an die dort herrschenden spezifischen Verhältnisse angepasste Fischfauna auf. Die Anforderungen an vollständige Durchgängigkeit sind hier daher generell anders zu bewerten als in den nachfolgenden Fischregionen, deren Zönosen wesentlich artenreicher und in höherem Maße auf Längsvernetzung angewiesen sind. Schwimm- und springstarke Salmoniden der Oberlaufregion (bspw. große Bachforellen) sind darüber hinaus in der Lage natürliche Wasserfälle und Abstürze an Vollsperrern von 40 cm Höhe und darüber zu überspringen (Holthe *et al.*, 2005).

In baden-württembergischen Steinkrebs- und Dohlenkrebse-Lebensräumen, die durch Signalkrebse gefährdet sind, treten bspw. die typischen Fischarten des Epi- und Metarhithral, d.h. der Forellenregion auf (Chucholl, 2015b). Dazu zählen neben den dominanten Arten Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Groppe auch die Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) und, in deutlich geringerem Umfang und absteigender Häufigkeit, die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) sowie sehr vereinzelt der Strömer (*Telestes souffia*). Keine dieser Fischarten verfügt über einen hohen Migrationsbedarf und die Implementierung von Krebssperren würde den landesweiten Bestand dieser Arten nicht beeinflussen (Chucholl, 2015b). In Hessen sind die Verhältnisse sehr ähnlich.

Dennoch ist in jedem Einzelfall abzuwägen, welches Schutzziel (Vernetzung der Fischbestände vs. Krebsartenschutz) aus naturschutzfachlicher Sicht höher zu bewerten ist. Bei dieser Abwägung ist auch zu berücksichtigen, dass durch die Fernhaltung von Signalkrebsen aus Gewässeroberläufen dort auch eine deutliche ökologische Verarmung verhindert werden kann: das gesamte Gewässerökosystem wird vor den negativen Effekten eines massenhaften Signalkrebsvorkommens geschützt (Guan & Wiles, 1997; Crawford, Yeomans & Adams, 2006; Vaeßen & Hollert, 2015). Dazu zählt auch eine deutlich verringerte Abundanz von Fischarten wie der Groppe bei hohen Signalkrebsdichten. So konnten Bubb *et al.* (2009) zeigen, dass Signalkrebse Groppen aus Verstecken ausschließen. Heimische Flusskrebse wie der Dohlenkrebse tun dies zwar auch, jedoch erreichen Signalkrebse höhere Dichten, werden größer und sind aggressiver, weshalb ihr Einfluss auf Groppenbestände wesentlich intensiver ist. Der negative Einfluss von Signalkrebsen auf benthische Fische ist teilweise so stark, dass ein lokales Aussterben von Groppen für möglich gehalten wird (Guan & Wiles, 1997). Auch zwischen dem Jungfischauftreten von Salmoniden (Bachforelle, Meerforelle und Lachs) und der Signalkrebsdichte besteht in Oberlaufgewässern eine deutliche negative Korrelation (Peay *et al.*, 2009). Schutzeffekte von Krebsperren können sich folglich neben der Sicherung von Steinkrebsbeständen auch auf die Fischfauna erstrecken. Inwieweit der Schutz vor Versteckkonkurrenz und Prädation durch Signalkrebse die möglichen langfristigen Folgen einer genetischen Verarmung durch räumliche Isolation aufwiegt, muss jedoch im Einzelfall diskutiert werden.

Fazit

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Erhaltungszustände der landesweiten Gesamtpopulationen der betroffenen Fischarten (hauptsächlich Bachforelle und Groppe) durch die Implementierung von Krebsperren in der überschaubaren Anzahl hessischer Steinkrebstgewässer (aktuell ca. 30) nicht beeinträchtigt werden (siehe Chucholl, 2015b). Da in Hessen aktuell als einzige Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs an zwei besiedelten Bachsystemen unterhalb der bekannten Steinkrebspopulationen der Fang von Signalkrebsen durch Bereusung durchgeführt wird und sich erst an einem Standort eine Krebsperre in der Erprobungsphase befindet (Gimpel, 2014; Hennings, 2016), wird sich andererseits der Erhaltungszustand der hessischen Gesamtpopulation des Steinkrebstes ohne Krebsperren weiterhin verschlechtern und eine Verbesserung nicht möglich sein.

(7) Wie sind die Erfahrungen mit der Funktionsfähigkeit von Krebsperren in anderen Bundesländern und im europäischen Ausland? (Abfrage bei den Bundesländern und EU-Staaten sowie Literatur-Recherche)

Krebsperren sind ein junges Schutzkonzept und wurden europaweit erst in wenigen Gewässern implementiert. Neben vereinzelt Projekten in Norwegen, Großbritannien und Spanien (Dana *et al.*, 2011; Rahel, 2013), wurden Krebsperren bisher vorwiegend in Deutschland (Baden-Württemberg, Nordrheinwestfalen und Hessen) (Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016, Hennings, 2016) und der Schweiz (Krieg & Zenker, 2016) im Rahmen von Pilot- bzw. Forschungsprojekten realisiert.

Viele dieser Sperren wurden vorbeugend konstruiert und sind gegenwärtig noch keinem bzw. geringem Kolonisierungsdruck durch invasive Flusskrebse ausgesetzt. Zur langfristigen Wirksamkeit liegen daher wenig Erfahrungen vor – eine speziell konstruierte Dammkonstruktion (drei Vollsperrern in Serie) in Spanien hat aber über einen Untersuchungszeitraum von 4 Jahren invasive Rote Sumpfkrebse erfolgreich zurückgehalten (Dana *et al.*, 2011). Am österreichischen Attersee haben Verrohrungen mit freien Abstürzen am unterstromigen Ende kleine Bäche zudem erfolgreich vom Signalkrebsvorkommen im See isoliert, weshalb dort Steinkrebse überleben konnten (Auer, 2001).

(8) Gibt es aus anderen Bundesländern oder EU-Staaten Erfahrungen zur Höhe der Investitionskosten, zu den dauerhaften Wartungs- und Instandhaltungskosten und zur Lebensdauer solcher Anlagen?

Die bei Krebsperren eingesetzten Investitionskosten unterscheiden sich stark nach Bau- (*ad hoc* Modifikation bestehender Bauwerke vs. Neubau) und Funktionsweise (Vollsperrere vs. fischpassierbare Sperrere). Die Kosten für *ad hoc* Vollsperrern ohne Landbarrieren (die hier nicht nötig waren) in Baden-Württemberg lagen teilweise unter 20.000 €, während Neubauten von Vollsperrern in England (nur seitlicher Abwandschutz) mit etwa 50.000 £ (ca. 58.400 €) beziffert werden. Für die Absicherung des Landwegs können die Kosten je nach Bedingungen vor Ort (z.B. Hochwasserschutz) deutlich höher ausfallen. Zu dauerhaften Wartungs- und Instandhaltungskosten sowie zur Lebensdauer liegen gegenwärtig noch keine belastbaren Informationen vor.

(9) Gibt es brauchbare und kostengünstige Alternativen zur Anlage von Krebsperren (z.B. längere Verrohrungen, Gitterroste oder ähnliches)?

Es sind gegenwärtig keine Alternativen zu den beiden bekannten Konstruktionsprinzipien von Krebsperren bekannt (vertikaler Absturz oder hoher Strömungsdruck über glatter Oberfläche). Verrohrungen können *ad hoc* zu Krebsperren modifiziert werden (bspw. durch Erzeugung eines Absturzes), haben aber bei Sohlanschluss keine Sperrwirkung. So sind Beispiele aus Baden-Württemberg bekannt, in denen Signalkrebse längere Verdohlungen durchwandert haben. Gitterroste und ähnliche Filter müssten fein genug sein, um auch kleine Jungtiere zurückzuhalten. Entsprechend kleine Poren wären allerdings extrem anfällig für Verstopfungen und sind daher nicht praktikabel, da zu wartungsintensiv. Zusätzlich müssten auch hier Strukturen zur Verhinderung einer Landwanderung geschaffen werden.

3. Alternative Schutzmaßnahmen

3.a. Literaturrecherche

Zur Beantwortung des Fragenkatalogs zu alternativen Schutzmaßnahmen (Fragen 9-14) wurde im März 2017 eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt. Mit Hilfe von drei Schlagwörtern (*crayfish*, *conservation*, *Austropotamobius torrentium*) wurde die online Datenbank Google Scholar (<https://scholar.google.de/>) sowie die Literaturdatenbank des Autors (1331 Flusskrebsspezifische Einträge) nach einschlägiger Fachliteratur durchsucht. Berücksichtigt wurden dabei Veröffentlichungen in begutachteten Fachzeitschriften (Primärliteratur und Reviews), Konferenzbeiträge, wissenschaftliche Abschlussarbeiten und Projektberichte (sog. „graue Literatur“).

Insgesamt konnten mit dieser Methode 33 wissenschaftliche Arbeiten mit Bezug zu Schutzmaßnahmen für Flusskrebse herausgefiltert werden. Vierzehn der Arbeiten beschäftigen sich direkt oder indirekt mit dem Schutz von Steinkrebsen, wovon allerdings nur vier Schutzmaßnahmen vor der Gefährdung durch invasive Flusskrebse aufgreifen (Dehus *et al.*, 1999; Stucki & Zaugg, 2011; Chucholl, 2014; Behm & Biss, 2016).

3.b. Länderabfrage

Eine Abfrage bei acht deutschen Bundesländern und elf europäischen Staaten mit Steinkrebsvorkommen erbrachte keine Hinweise auf alternative Maßnahmen zum Schutz von Steinkrebsen vor invasiven Flusskrebssarten. Von 13 Rückmeldungen enthielten lediglich vier (in Österreich jedoch in mehreren Bundesländern) Hinweise auf projektierte Schutzmaßnahmen für Steinkrebse (**Tabelle 1**). Neben Krepssperren wurden Aufklärungsarbeit und Wiederansiedlung als primäre Zielsetzungen der Schutzprojekte genannt.

Alternative Schutzmaßnahmen vor invasiven Krebsarten beschränken sich auf Reduktionsmaßnahmen von Signalkrebsbeständen, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft oder in Kontakt mit Steinkrebspopulationen befinden (Bayern, Hessen, Thüringen, Österreich-Steiermark).

Nachfolgend (**3.c.**) wird der identifizierte *state of the art* hinsichtlich alternativer Schutzmaßnahmen dargestellt, bevor dieser explizit auf den Fragenkatalog angewendet wird (**3.d.**). Die verwendeten Arbeiten sind im Literaturverzeichnis (5.) aufgeführt.

3.c. aktueller Wissensstand

Wiederansiedlung

(Wieder-)Ansiedlung in geeigneten Habitaten im natürlichen Verbreitungsgebiet ist eine der zentralen Schutzstrategien für europäische Flusskrebse (Souty-Grosset & Reynolds, 2009; Kozák *et al.*, 2011; Füreder *et al.*, 2013). Dazu zählen im weiteren Sinne auch Umsiedlungen in vor invasiven Arten geschützte, isolierte Stillgewässer (typischerweise Sekundärhabitats wie Tagebaugewässer oder Teiche). So hat der Besatz von Edelkrebsen in isolierte Seen und Teiche wesentlich zu seinem Arterhalt in Mitteleuropa beigetragen (Chucholl & Dehus, 2011). Einen analogen Ansatz verfolgt das Konzept der „ark sites“ in Großbritannien. Dort werden durch Ausbreitung von invasiven Signalkrebsen unmittelbar gefährdete Fließgewässerpopulationen des Dohlenkrebses in isolierte Stillgewässer umgesiedelt, die einem wesentlich geringeren Invasionsrisiko unterliegen (Peay & Füreder, 2011).

Mit Blick auf den Steinkrebs kann das Konzept der Umsiedlung in sichere Lebensräume aber nur sehr bedingt zur Anwendung gebracht werden. Der Steinkrebs ist als Lebensraumspezialist auf naturnahe kleine Fließgewässer angewiesen und kann nur sehr eingeschränkt in isolierten, sekundären Stillgewässern wie Tagebaugewässern oder Teichen angesiedelt werden. Wiederansiedlungsprojekte für Steinkrebse haben daher den Aufbau von Populationen in ökologisch geeigneten und gleichzeitig vor invasiven Arten geschützten Fließgewässern zum Ziel (Berger & Füreder, 2013; Chucholl, 2017). Diese stehen wegen weitverbreiteter invasiver Arten wie dem Signalkrebs oft nur begrenzt zur Verfügung (Chucholl, 2017), weshalb es notwendig sein kann, ökologisch geeignete Zielgewässer vor einer Ansiedlung von Steinkrebsen durch Krepssperren zu isolieren (Chucholl, 2015c).

Biotopschutz

Neben invasiven Arten ist der Steinkrebs auch durch Lebensraumverlust und Gewässerverunreinigung gefährdet (IUCN, 2010; Chucholl & Schrimpf, 2016). Diese Gefährdungsfaktoren können durch entsprechende Biotopschutzmaßnahmen aber effektiv abgestellt werden und die negativen Auswirkungen auf das Gewässerökosystem sind potenziell reversibel.

Durch einen konsequenten Schutz der Wasserqualität, u.a. durch Extensivierung landwirtschaftlich genutzter Flächen in unmittelbarer Gewässernähe und einem zurückhaltenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, sowie die Anlage von ausreichend dimensionierten Gewässerrandstreifen mit einer standortgerechten Ufervegetation aus Laubgehölzen (insb. Erlen) können Steinkrebspopulationen effektiv und nachhaltig geschützt werden (Souty-Grosset *et al.*, 2006; Stucki & Zaugg, 2011; Chucholl & Schrimpf, 2016). Für weitere Informationen und naturschutzfachliche Leitbilder sei hier stellvertretend für viele andere Arbeiten auf den „Aktionsplan Flusskrebse Schweiz: Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs“ (Stucki & Zaugg, 2011) und „Flusskrebse in Baden-Württemberg“ (Chucholl & Dehus, 2011) verwiesen.

Prävention der Einbringung von invasiven Arten

Information und Aufklärung der Öffentlichkeit über die Gefahren, die von invasiven Flusskrebsen und der Krebspest ausgehen, sind eine wesentliche Strategie zur Prävention weiterer Freisetzungen oder Verschleppungen invasiver Krebsarten und der Krebspestprophylaxe (Souty-Grosset *et al.*, 2006; Chucholl & Dehus, 2011; Stucki & Zaugg, 2011). Relevante Zielgruppen können dabei u.a. Fischereiausübende, andere Gewässernutzer und Aquarianer sein. Neben Pressearbeit, Druckerzeugnissen (Informationsflyer und Broschüren) und Webauftritten bieten auch Vorträge (bspw. bei Angelverbänden, Angelmessen und Aquarienvereinen) eine gut angenommene Plattform um die Thematik zu vermitteln (Chucholl, 2012). An baden-württembergischen Krebsperren-Standorten wurde die Installation der Sperren durch lokale Öffentlichkeitsarbeit begleitet, um das Restrisiko des Versetzens von invasiven Krebsarten in Gewässerstrecken oberhalb der Sperren zu verringern (Behm & Biss, 2016).

Die heimischen Flusskrebse sind außerdem durch mehrere nationale und internationale Rechtsgrundlagen geschützt. Im Hinblick auf die Gefährdung durch invasive Arten sind insbesondere die bestehenden naturschutz- und fischereirechtlichen Ausbringungsverbote invasiver gebietsfremder Flusskrebarten zu beachten. Mit der IAS-VO (EU-Verordnung 1143/2014 über invasive gebietsfremde Arten) wurde darüber hinaus ein umfassendes Instrumentarium zur Bekämpfung invasiver Flusskrebse geschaffen. So wird in Deutschland ab 3.8.2017 das Inverkehrbringen und die Haltung der Hoch-Risikoarten Signalkrebs, Kamberkreb, Roter Amerikanischer Sumpfkreb, Marmorkreb und *Orconectes virilis* effektiv verboten sein (Ende der Übergangsfrist) (Nehring, 2016). Hierdurch wird die Verfügbarkeit dieser Arten stark eingeschränkt, was voraussichtlich zu einem geringeren Freisetzungsdruk führt (Chucholl, 2013).

Fazit

Maßnahmen die den Erhalt, die Verbesserung oder die Wiederherstellung von Lebensräumen zum Ziel haben sowie Wiederansiedlungen können alleine den Fortbestand der heimischen Flusskrebarten nicht sicherstellen (Stucki & Zaugg, 2011). Dieses Ziel ist nur zu erreichen, wenn auch Maßnahmen gegen die Ausbreitung invasiver Arten ergriffen werden (Chucholl, 2016). Diese umfassen neben Krebsperren auch Aufklärung der Öffentlichkeit zur Verhinderung der Verschleppung von invasiven Flusskrebsen und der Krebspest aus Unwissenheit. Nationale und internationale Rechtsgrundlagen zur Prävention von invasiven Arten sollten außerdem konsequent umgesetzt werden (Nehring, 2016). Darüber hinaus sollte das Verursacherprinzip zur Anwendung gebracht werden – Verursacher der „biologischen Verschmutzung“ sollten sich auch an den Kosten für das Management invasiver Flusskrebse (bspw. Krebsperren) beteiligen (Hulme, 2015).

3.d. Anwendung auf den Fragenkatalog

(10) Gibt es Studien, Untersuchungen oder praktische Bestrebungen, die darauf ausgerichtet sind, die Widerstandskraft oder auch Resistenz heimischer Steinkrebse (und Edelkrebse) gegenüber der „Krebspest“ derzeit oder in absehbarer Zukunft nachhaltig und mit Erfolgsaussicht zu stärken (wie z.B. klassische Resistenzzüchtungen, gentechnische oder andere Methoden)? Sind im Kontext einer möglichen Resistenzzüchtung andere Beeinträchtigungen/Störungen von Populationen heimischer Krebse durch das Auftreten nichtheimischer Krebse zu erwarten (Lebensraum- und Nahrungskonkurrenz, Verdrängung, Prädation)?

Eine gezielte Züchtung oder genetische Veränderung von Steinkrebsen hinsichtlich einer Resistenz (*besser: geringen Anfälligkeit* – auch nordamerikanische Reservoirwirte können einer Infektion erliegen und sind lediglich „gering anfällig“; vgl. Svoboda *et al.*, 2016) gegenüber dem Krebspesterreger findet gegenwärtig nicht statt. Eine entsprechende Zielsetzung ist zudem aus mehreren Gründen problematisch und insgesamt nicht zielführend für den Arterhalt:

- Nordamerikanische Flusskrebse verdrängen heimische Flusskrebse i.d.R. auch bei Abwesenheit des Krebspesterregers durch ökologische Dominanz aus ihren Lebensräumen (Westman, Savolainen & Julkunen, 2002; Chucholl, 2016). Insbesondere der Signalkrebs ist aufgrund seiner höheren Fruchtbarkeit, seiner überlegenen Größe und seines aggressiven Verhaltens in der Lage, angestammte Steinkrebsbestände innerhalb weniger Jahre vollständig zu verdrängen (Vorburger & Ribi, 1999; Huber & Schubart, 2005; Chucholl, 2016). Eine geringe Anfälligkeit gegenüber dem Krebspesterreger würde den Steinkrebs folgerichtig nicht vor der irreversiblen Verdrängung durch invasive Signalkrebse schützen.
- Gegenwärtig ist lediglich eine Population des Steinkrebse in Slowenien bekannt, die vermutlich eine geringe Anfälligkeit gegenüber dem ursprünglich nach Europa eingeschleppten Genotyp der Krebspest (Gruppe A) aufweist (Kušar *et al.*, 2013). In Europa existieren allerdings mindestens fünf verschiedene Genotypen des Krebspesterregers, die sich u.a. hinsichtlich ihrer Virulenz teilweise deutlich unterscheiden (Grandjean *et al.*, 2014; Diéguez-Urbeondo, 2015; Svoboda *et al.*, 2016). Besonders die von Signalkrebsen übertragenen Genotypen (Gruppen B und C) sind hoch aggressiv und für die meisten Krebspestausrüche in Steinkrebsbeständen verantwortlich (Chucholl, 2015a). Hinweise auf eine gesteigerte Widerstandsfähigkeit von Steinkrebsen gegenüber diesen Genotypen liegen bislang nicht vor. Die Voraussetzungen für eine Resistenzzüchtung sind damit zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht gegeben.
- Für eine gezielte genetische Modifikation ist der aktuelle Wissensstand über das Parasit-Wirt System und die Immungenetik von Flusskrebse nicht ausreichend (Svoboda *et al.*, 2016).
- Resistenzzüchtung oder genetische Modifikation gehen zwangsläufig mit einem genetischen Flaschenhals einher. Genotypische Anpassungen an lokale Lebensraumverhältnisse gingen dauerhaft verloren, was im Widerspruch zum Erhalt der genetischen Variabilität steht (vgl. Ziel C des strategischen Plans 2011-2020 für die Erhaltung der biologischen Vielfalt der Biodiversitätskonvention, CBD). Die Anpassungsfähigkeit des Steinkrebse gegenüber sich verändernden Umweltbedingungen, bspw. durch den Klimawandel, würde langfristig verringert.

- Gering anfällige heimische Flusskrebse werden selbst zu Überträgern der Krebspest (Jussila *et al.*, 2011; Viljamaa-Dirks *et al.*, 2011; Makkonen *et al.*, 2012). Dies führt bspw. bei Ansiedlungsprojekten zu grundsätzlichen seuchenhygienischen Problemen.

(11) Gibt es in Deutschland oder dem europäischen Ausland Projekte, die die Nachzucht des Steinkrebse zum Ziel haben?

Recherche und Abfrage bei den Ländern ergaben fünf abgeschlossene oder laufende Schutzprojekte für Steinkrebse, die eine Nachzucht zum Ziel haben (Tabelle 3). Pilzbefall der Eier oder hohe Mortalität der Jungtiere führten jedoch regelmäßig zu Schwierigkeiten in der Nachzucht. Zwei Schutzprojekten in der Schweiz gelang dagegen die Nachzucht in eigens angelegten Teichen (Fischer-Verein Thalwi und IG Steinkrebse Mettauertal). Weitere Wiederansiedlungsprojekte in Baden-Württemberg und Österreich verzichteten auf eine Zwischenvermehrung oder Nachzucht und entnahmen die Besatztiere direkt aus großen intakten Wildpopulationen (Stammpopulationen) (Chucholl, 2015c).

Bisherige Erfahrungen mit der Wiederansiedlung von Steinkrebsen belegen, dass geeignete Zielgewässer zur Ansiedlung häufig nur begrenzt zur Verfügung stehen und vor dem Besatz eingehend geprüft werden müssen (Berger & Füreder, 2013; Chucholl, 2015c). Zielgewässer müssen nicht nur die hohen ökologischen Lebensraumsprüche des Steinkrebse erfüllen, sondern müssen auch langfristig vor nordamerikanischen Krebsarten und der Krebspest geschützt sein.

Tabelle 3: Zusammenstellung abgeschlossener oder laufender Schutzprojekte für den Steinkrebs, die eine Nachzucht zum Ziel haben.

Projekt	Region	Laufzeit	Schutzmaßnahmen
Chance 7	NRW	2015-2024	Habitataufwertung, Nachzucht, Wiederansiedlung
LIFE+ Projekt "Wald - Wasser - Wildnis"	NRW	2011-2016	Habitataufwertung, Nachzucht, Wiederansiedlung
Steinkrebszucht in Langnau am Albis – Fischer-Verein Thalwil	CH	2009-dato	Nachzucht und Wiederansiedlung
IG Steinkrebse Mettauertal	CH	2011-dato	Nachzucht und Wiederansiedlung
Der Steinkrebs in Vorarlberg: Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen für einen nachhaltigen Artenschutz – Dissertation C. Berger	AT	2009-2016	Nachzucht und Wiederansiedlung

(12) Gibt es wirksame Methoden, den Handel zu sensibilisieren?

Inverkehrbringen und Haltung der Hoch-Risikoarten Signalkrebs, Kamberkreb, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs, Marmorkrebs und *Orconectes virilis* werden im Zuge der Implementierung der IAS-VO (EU-Verordnung 1143/2014 über invasive gebietsfremde Arten) ab 3.8.2017 in Deutschland effektiv verboten sein (Ende der Übergangsfrist) (Nehring, 2016).

Soweit noch nicht geschehen, sollte der Fachhandel über die Dachverbände (bspw. Zentralverband Zoologischer Fachbetriebe e.V., ZZF) über diese Reglementierung informiert werden. Auch online Plattformen und Tauschbörsen (bspw. Ebay Kleinanzeigen) sollten einbezogen werden, da ein nicht unerheblicher Teil des Handels mit lebenden Flusskrebsen darüber abgewickelt wird (siehe <http://www.edelkrebsprojektnrw.de/content/aktuelles.php>). Verstöße sollten ab Ende der Übergangsfrist konsequent geahndet werden. Auch Interessenvertretungen des Aquarium-Hobbies (bspw. Verband Deutscher Vereine für Aquarien- und Terrarienkunde, VDA) sollten über die neuen Regelungen in Kenntnis gesetzt werden. Um eine hohe Akzeptanz zu gewährleisten sollten Informationsschreiben auf die Gefahren hinweisen, die von diesen invasiven Arten ausgehen (u.a. hohes Invasivitätspotenzial, Verbreitung einer tödlichen Tierseuche, Verdrängung geschützter heimischer Arten, Degradierung von Ökosystemdienstleistungen und Destabilisierung von Ökosystemen).

Neben den genannten invasiven Arten der Unionsliste zirkuliert eine Anzahl weiterer Risikoarten im deutschen Tierhandel (Chucholl, 2013; Mrugała *et al.*, 2014; Chucholl & Wendler, 2017). Hier wurde in der Vergangenheit mehrfach versucht über Informationsflyer und Vorträge zu sensibilisieren (siehe Flyer BfN 2013, Edelkrebsprojekt NRW 2010). Dies mündete in einem teilweisen Selbstverzicht des Handels und von Hobby-Aquarianern (bspw. Verzicht einiger Anbieter auf Marmorkrebse oder Rote Amerikanische Sumpfkrebse) (Mengedoht, 2014). Entsprechende Bemühungen sollten mit Unterstützung der Naturschutzbehörden weiterhin aufrechterhalten werden. Zielsetzung sollte ein konsequenter Selbstverzicht auf Risikoarten sein (vgl. Chucholl, 2013).

Zusammenfassend werden die folgenden Maßnahmen empfohlen:

- ✓ Information des Handels und des Hobbybereichs über die neuen Regelungen der IAS-VO, gekoppelt an Aufklärungsarbeit über die Hintergründe und Notwendigkeit der Regelungen (vgl. (Nehring, 2016).
- ✓ Information von online Plattformen und Tauschbörsen über die neuen Regelungen der IAS-VO.
- ✓ Sensibilisierung des Handels und des Hobbybereichs über weitere Risikoarten durch Flyer und Vorträge bei Informationsveranstaltungen (in Kooperation mit den Dachverbänden und Interessenvertretungen).
- ✓ Konsequente Ahndung von Verstößen gegen die IAS-VO. Dabei ist auch auf Versuche zu achten, die Regelungen der VO durch Falschkennzeichnung zu umgehen (in Kooperation mit Fachleuten).

(13) Gibt es Studien zur Übertragung der Krebspest durch andere mobile Artengruppen der Gewässerlebensräume (Fische, Wasservögel, etc.)?

Ausschlaggebend für eine erfolgreiche Krebspest Infektion (= Übertragung) ist der Sporendruck, dem ein potenzieller Wirt ausgesetzt ist. Die notwendige letale (bzw. virulente) Sporendosis variiert dabei in Abhängigkeit von der Virulenz des speziellen Erregers (Genotyp) und der Anfälligkeit der Wirtspopulation (hoch anfällig vs. gering anfällig) (Svoboda *et al.*, 2016). Da die mobilen Zoosporen der Krebspest in trockener Umgebung nicht überlebensfähig sind, findet die Ausbreitung außerhalb von Flusskrebsen unter natürlichen Bedingungen hauptsächlich über den Wasserkörper statt.

Eine epizoochore Übertragung anhaftend an der Oberfläche von Fischen oder anderen (semi-) aquatischen Organismen (Säugetiere und Vögel) ist theoretisch denkbar, gilt aber als unwahrscheinlich (Svoboda *et al.*, 2016). Wegen der beständigen Produktion von Schleim (Fischmucus) und dessen antiinfektiösen Eigenschaften ist eine Übertragung anhaftend an Fischen wenig wahrscheinlich und konnte in Laborversuchen nicht bestätigt werden (Oidtmann *et al.*, 2002). Über die potenzielle Weiterverbreitung von Krebspestsporen durch Wasservögel ist wenig bekannt. Unestam (1973) beobachtete bei einem Krebspestausbruch kein Überspringen der Krebspest auf wenige Kilometer entfernte Gewässer, obwohl Wasservögel zwischen den Gewässern wechselten. Inwieweit auch Säugetiere wie Bisam, Fischotter, Iltis oder Ratten Sporen im feuchten Fell transportieren und zwischen Gewässern verbreiten können, kann gegenwärtig nicht beantwortet werden. Über kurze Distanzen ist bei hohem Sporendruck im Gewässer, bspw. während akuter Krebspestausbrüche, eine Verschleppung von Sporen zumindest nicht auszuschließen.

Eine endozoochore Übertragung via den Darmtrakt ist bei Fischen möglich; bei Säugetieren und Vögeln ist dieser Übertragungsmodus wegen der höheren Körpertemperatur und der Temperatursensitivität der Zoosporen dagegen unwahrscheinlich (Oidtmann *et al.*, 2002; Svoboda *et al.*, 2016). So waren im Kot von Fischen, denen Abdominalkutikula von infizierten Flusskrebsen verfüttert wurde, infektiöse Zoosporen nachweisbar. Gemeinsam mit den gefütterten Fischen gehaltene Edelkrebse erkrankten (Oidtmann *et al.*, 2002).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass eine erfolgreiche Übertragung der Krebspest durch Fische und andere mobile Gewässerbewohner nach gegenwärtigen Kenntnisstand in bestimmten Fällen theoretisch möglich ist bzw. nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Es handelt sich dabei aber um Szenarien, deren Eintrittswahrscheinlichkeit unter natürlichen Bedingungen, speziell im Kontext von Krebsperren, als gering gewertet werden kann. Die mit Abstand größte Wahrscheinlichkeit einer Krebspestübertragung besteht beim Vordringen infizierter Carrierarten in die Lebensräume heimischer Flusskrebse (Svoboda *et al.*, 2016).

Zuletzt ist anzumerken, dass der Krebspesterreger zum langfristigen Überleben zwingend auf Flusskrebse als Wirte angewiesen ist (Svoboda *et al.*, 2016). Kommt es oberhalb einer Krebsperre zu einem Krebspestausbruch der auf Einschleppung von Zoosporen durch tierische Vektoren (aber nicht Carrierarten) zurückzuführen ist, kann der Steinkrebsbestand nach dem „Durchbrennen“ der Seuche relativ rasch wieder angesiedelt werden. Der Lebensraum ist in diesem Fall nicht dauerhaft für den Steinkrebs verloren – im Gegensatz zu einer Invasion durch invasive Krebsarten.

(14) Gibt es Erkenntnisse, ob Öffentlichkeitsarbeit, die den Schutz der einheimischen Krebse und die Vermeidung der Einschleppung der Krebspest zum Ziel hat (z.B. Infotafeln an Krebs-Gewässern), auch negative/kontraproduktive Auswirkungen haben kann?

Kontraproduktive Auswirkungen von Öffentlichkeitsarbeit sind bislang nicht bekannt. Der Themenweg „Krebswandermeile“ in Fresach (Österreich) führt bspw. seit mehreren Jahren gezielt Besucher entlang eines Steinkrebsbestands, ohne dass dort negative Folgen aufgetreten sind.

An baden-württembergischen Krebsperren-Standorten wurde die Installation der Sperren durch lokale Öffentlichkeitsarbeit begleitet (Behm & Biss, 2016). Dies geschah primär durch Presseartikel, wobei im Einzelfall abgewogen wurde, ob die exakte Lage der Krebsbestände genannt wird. Dort wo Bauwerke öffentlich zugänglich und auffällig sind, wurden zudem Infotafeln angebracht, die über den Zweck der Krebsperre aufklären und die Bevölkerung um Mithilfe bei der Krebspestprävention bitten (**Abbildung 3**).



Abbildung 3: Infotafel an einer Krebsperre (Kandern). © C. Chucholl.

4. Zusammenfassung

- Der Steinkrebs ist eine prioritäre Art der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Sein Erhaltungszustand hat sich in den letzten Jahren deutlich verschlechtert und für den hessischen Gesamtbestand wurde ein „ungünstig-schlechter“ Zustand mit einem negativen Trend ermittelt. Hauptursache für den Verlust von Populationen ist neben Lebensraumverlust und Gewässerverunreinigung die Ausbreitung von invasiven nordamerikanischen Flusskrebsen, die den Steinkrebs durch interspezifische Konkurrenz und Übertragung einer Tierseuche (Krebspest) gefährden.
- Zur dauerhaften Sicherung der verbliebenen Steinkrebs-Populationen werden Ausbreitungsbarrieren (Krebssperren) als Schutzstrategie vor invasiven Arten diskutiert. Hohe Kosten sowie eine Reihe naturschutzfachlicher Fragen machen jedoch eine genauere Betrachtung der Sachlage erforderlich. Die vorliegende Expertise erörtert daher einen Fragenkatalog zu Krebssperren und alternativen Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs.
- Eine umfassende Literaturrecherche und Abfrage bei anderen Bundesländern und europäischen Staaten erbrachte keine Hinweise auf alternative Maßnahmen zum Schutz von Steinkrebsen vor invasiven Flusskrebsarten. Es existiert keine großräumig einsetzbare, effektive Methode zur Tilgung invasiver Flusskrebse aus Fließgewässern. Schutzmaßnahmen, die den Erhalt, die Verbesserung oder Wiederherstellung von Lebensräumen zum Ziel haben sowie Wiederansiedlungen alleine können den Fortbestand der heimischen Flusskrebsarten nicht sicherstellen.
- Hinsichtlich der Funktionsweise werden zwei Krebssperrentypen unterschieden: Vollsperrern bestehen aus einem vertikalen, oben überkragenden Absturz aus glattem Material, der von Krebsen nicht überklettert werden kann. Fischpassierbare Krebssperren basieren auf einer Verengung des Abflussquerschnitts über einer glatten Rampe oder anderen glatten Oberflächen. Die dadurch entstehenden hohen Strömungsgeschwindigkeiten verhindern ein Überwinden durch Krebse.
- Um das Restrisiko des „Durchkommens“ invasiver Krebsarten zu minimieren, wird die Konstruktion von mehreren Sperren hintereinander und ein Management der Bestandsdichte im Unterwasser der Sperren empfohlen. Zusätzlich sind Vorkehrungen zu treffen, um über Land wandernde Krebse abzufangen.
- Vollsperrern wurden in Spanien, Deutschland (BW und NRW), Norwegen und Großbritannien in natürlichen Fließgewässern implementiert. Fischpassierbare Sperren wurden bislang lediglich in der Schweiz experimentell im Freiland eingesetzt. Zur langfristigen Wirksamkeit liegen erst wenige Erfahrungen vor – drei Vollsperrern in Spanien haben jedoch über einen Untersuchungszeitraum von vier Jahren Rote Amerikanische Sumpfkrebse erfolgreich zurückgehalten.
- Krebssperren stellen einen Eingriff in das natürliche Gewässerkontinuum dar. Mögliche negative ökologische Auswirkungen, insb. auf Fische, können durch angepasste Wahl der Sperren-Standorte oder fischpassierbare Krebssperren weitgehend vermieden werden. Vollsperrern zum Schutz von Steinkrebsen sind dabei vor allem in Oberlaufgewässern sinnvoll. Für keine der dort vorkommenden Fischarten würden Krebssperren zu einer Beeinflussung des landesweiten Schutzstatus führen. Dennoch können sich in Einzelfällen Zielkonflikte ergeben, weshalb Krebssperren stets eine Einzelfallbetrachtung mit naturschutzfachlicher Abwägung aller Schutzziele erfordern.

5. Zitierte Literatur

- Auer, R. (2001). Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium* Schrank 1803) am Ostufer des Attersees: überlebende Populationen durch anthropogene Isolation. Dissertation, Universität Salzburg, Institut für Zoologie, Salzburg.
- Behm, J. & Biss, R. (2016). Schutzeinrichtungen für heimische Dohlenkrebse und Steinkrebse – Lässt sich damit die Gefahr durch invasive Krebsarten eindämmen? NaturschutzInfo 1, 13–19.
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Montserrat, J., Torres, F. & Macies, M. (2015). Could electric fish barriers help to manage native populations of European crayfish threatened by crayfish plague (*Aphanomyces astaci*)? Manag. Biol. Invasions 6, 307–310.
- Berger, C. & Füreder, L. (2013). Linking Species Conservation Management and Legal Species Protection: A Case Study on Stone Crayfish. Freshw. Crayfish 19, 161–175.
- Bubb, D.H., O'Malley, O.J., Gooderham, A.C. & Lucas, M.C. (2009). Relative impacts of native and non-native crayfish on shelter use by an indigenous benthic fish. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 19, 448–455.
- Chucholl, C. (2012). Bestandssituation der heimischen Flusskrebse in Baden-Württemberg und Entwicklung von Konzepten zur Sicherung der Populationen (Abschlussbericht, unveröffentlicht). FFS, LAZBW, Langenargen, Germany.
- Chucholl, C. (2013). Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. Biol. Invasions 15, 125–141.
- Chucholl, C. (2014). Ausbreitungssperren für invasive Signalkrebse zum Schutz stark gefährdeter heimischer Flusskrebse in der Bottwar. AUF AUF 2, 30–33.
- Chucholl, C. (2015a). Krebspest – eine der tödlichsten Tierseuchen flammt wieder auf. AUF AUF 2, 22–28.
- Chucholl, C. (2015b). Fischökologische Auswirkungen von Krebsperren (Abschlussbericht, unveröffentlicht). FFS, LAZBW, Langenargen, Germany.
- Chucholl, C. (2015c). Arche-Populationen für heimische Flusskrebse in Baden-Württemberg (Abschlussbericht, unveröffentlicht). FFS, LAZBW, Langenargen, Germany.
- Chucholl, C. (2016). The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. Biol. Invasions 18, 1967–1988.
- Chucholl, C. (2017). Niche-based species distribution models and conservation planning for endangered freshwater crayfish in south-western Germany: Niche models for endangered crayfish. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. doi: 10.1002/aqc.2734.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011). Flusskrebse in Baden-Württemberg. FFS, LAZBW, Langenargen, Germany.

- Chucholl, C. & Schrimpf, A. (2016). The decline of endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in southern Germany is related to the spread of invasive alien species and land-use change. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 44–56.
- Chucholl, C. & Wendler, F. (2017). Positive selection of beautiful invaders: long-term persistence and bio-invasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biol. Invasions* 19, 197–208.
- Collas, M., Becking, T., Delpy, M., Pflieger, M., Bohn, P., Reynolds, J. & Grandjean, F. (2016). Monitoring of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) population during a crayfish plague outbreak followed by rescue. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 1.
- Crawford, L., Yeomans, W.E. & Adams, C.E. (2006). The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 16, 611–621.
- Dana, E., López-Santiago, J., García-de-Lomas, J., García-Ocaña, D., Gámez, V. & Ortega, F. (2010). Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquat. Invasions* 5, 317–322.
- 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. *Ecol. Eng.* 37, 1607–1613.
- Dehus, P., Phillipson, S., Bohl, E., Oidtmann, B., Keller, M. & Lechleiter, S. (1999). German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. *Crustac. Issues* 11, 149–160.
- Diéguez-Uribeondo, J. (2015). The Biology of Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces astaci*. In *Freshw. Crayfish Glob. Overv.*, CRC Press, 182–204.
- Ellis, M. (2005). Crayfish Barrier Flume Study Final Report. U. S. Fish Wildl. Serv. Spring Rivers Ecol. Sci. Contract UMBER 101812M634.
- Filipová, L., Petrusek, A., Matasová, 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.
- Frings, R.M., Vaeßen, S.C.K., Groß, H., Roger, S., Schüttrumpf, H. & Hollert, H. (2013). A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. *Biol. Conserv.* 159, 521–529.
- Frutiger, A. & Müller, R. (2002). Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher. Auswertung der Maßnahmen 1998–2001 und Erkenntnisse. EAWAG, Dübendorf.
- Füreder, L., Sint, D., Leiter, J. & Declara, A. (2013). Crayfish and aquatic conservation: Species protection programs on indigenous crayfish In Tyrol (Austria and Italy). *Nat. Tirol* 13, 123–146.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J. & Tricarico, E. (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquat. Sci.* 73, 185–200.

- Gimpel, K. (2014). Schutzprojekte für den Steinkrebs. In Atlas der Fische Hessens - Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln, FENA Wissen: 446–447. Gießen, Wiesbaden: HMUKLV & Hessen-Forst FENA.
- Gimpel, K. (2016). Signalkrebsmonitorng im Fischbach bei Fischbach (Kelkheim) im Zusammenhang mit dem geplanten Bau einer Krebsbarriere. Gutachten im Auftrag der Unteren Naturschutzbehörde des LK Main-Taunus und des RP Darmstadt – Obere Fischereibehörde, unveröffentlicht.
- Grandjean, F., Vrålstad, T., Diéguez-Urbeondo, J., Jelić, M., Mangombi, J., Delaunay, C., Filipová, L., Rezinciuc, S., Kozubíková-Balcarová, E., Guyonnet, D., Viljamaa-Dirks, S. & Petrusek, A. (2014). Microsatellite markers for direct genotyping of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) from infected host tissues. *Vet. Microbiol.* 170, 317–324.
- Guan, R.-Z. & Wiles, P.R. (1997). Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conserv. Biol.* 11, 641–647.
- Hein, C.L., Roth, B.M., Ives, A.R. & Zanden, M.J.V. (2006). Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 383–393.
- Hennings, R. (2016). Fang und Verwertung von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) zum Schutz der bekannten Steinkrebspopulationen im Gewässersystem der oberen Weschnitz/Odenwald im Jahr 2016. Maßnahme zum Schutz von Vorkommen des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium*) im Bereich des FFH-Gebietes 6318-307 „Oberlauf der Weschnitz und Nebenbäche“ (Kreis Bergstraße). Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Obere Naturschutzbehörde. Online unter: <https://rp-darmstadt.hessen.de/umwelt-natur/landwirtschaftfischereiweinbau/fischerei/fischartenschutz/steinkrebs>
- Herrmann, D. (2011). Entwicklung einer fischdurchgängigen Krebsbarriere. Bachelorarbeit, Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Höxter.
- Holdich, D.M., Gydemo, R. & Rogers, W.D. (1999). A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. *Crayfish Eur. Alien Species Make Best Bad Situat.* 245–270.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C. & Sibley, P.J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 11.
- Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B. & McKinley, R.S. (2005). A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities. *Fisheries Management and Ecology* 12, 143–147.
- Houghton, R.J., Wood, C. & Lambin, X. (2017). Size-mediated, density-dependent cannibalism in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidea), an invasive crayfish in Britain. *Crustaceana* 90, 417–435.
- Huber, M.G.J. & Schubart, C.D. (2005): Distribution and reproductive biology of *Austropotamobius torrentium* in Bavaria and documentation of a contact zone with the alien crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 759–776.

- Hudina, S., Kutleša, P., Trgovčić, K. & Duplić, A. (2017). Dynamics of range expansion of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a recently invaded region in Croatia. *Aquat. Invasions*. 12 (corrected proof).
- Hulme, P.E. (2015). Invasion pathways at a crossroad: policy & research challenges for managing alien species introductions. *J. Appl. Ecol.* n/a–n/a.
- IBMA. (2015). Invasive alien species in aquatic environments: practical information and management insights. Volume 2 – Management insights, Animals. *Biological Invasions in Aquatic Environments* (IBMA) working group.
- IUCN (2010). *Austropotamobius torrentium*: Füreder, L., Gherardi, F. & Souty-Grosset, C.: The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T2431A9439449.
- Jussila, J., Makkonen, J., Vainikka, A., Kortet, R. & Kokko, H. (2011). Latent crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) infection in a robust wild noble crayfish (*Astacus astacus*) population. *Aquaculture* 321, 17–20.
- Kerby, J.L., Riley, S.P.D., Kats, L.B. & Wilson, P. (2005). Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biol. Conserv.* 126, 402–409.
- Knaepkens, G. (2004). Relationship between population size and genetic diversity in endangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation. *Biol. Conserv.* 115, 403–410.
- Knaepkens, G., Verheyen, E., Galbusera, P. & Eens, M. (2004). The use of genetic tools for the evaluation of a potential migration barrier for the bullhead. *J. Fish Biol.* 64, 1737–1744.
- Kozák, P., Füreder, L., Kouba, A., Reynolds, J. & Souty-Grosset, C. (2011). Current conservation strategies for European crayfish. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 01.
- Krieg, R. & Zenker, A. (2016). Merkblatt Krebsperren: Konstruktion und Erfahrungen. *Forum Flusskrebse* 25, 12–17.
- Kušar, D., Vrezec, A., Ocepek, M. & Jencic, V. (2013). *Aphanomyces astaci* in wild crayfish populations in Slovenia: first report of persistent infection in a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* population. *Dis. Aquat. Organ.* 103, 157–169.
- Ljunggren, N. & Sundin, J. (2010). Eliminering av signalkräfta på Gotland (No. 12)., *Rapporter om natur- och miljö* 2010:12.
- Lochaber Fisheries Trust. (2012). Biocide Treatment of the Ballachulish Quarry Ponds to Eradicate American Signal Crayfish. Final Project Report, Lochaber Fisheries Trust Ltd, Torlundy Training Centre, Torlundy, Fort William.
- 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. *Dis. Aquat. Organ.* 102, 129–136.

- Manenti, R., Bonelli, M., Scaccini, D., Binda, A. & Zugnoni, A. (2014). *Austropotamobius pallipes* reduction vs. *Procambarus clarkii* spreading: Management implications. *J. Nat. Conserv.* 22, 586–591.
- Marques, M., Banha, F., Águas, M. & Anastácio, P. (2015). Environmental cues during overland dispersal by three freshwater invaders: *Eriocheir sinensis*, *Pacifastacus leniusculus*, and *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda). *Hydrobiologia* 742, 81–93.
- Mengedoht, O. (2014). Hilft nur ein Selbstverzicht? *DATZ* 4, 28–31.
- Moorhouse, T.P. & Macdonald, D.W. (2011). Immigration rates of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in response to manual control measures: Immigration rates of signal crayfish. *Freshw. Biol.* 56, 993–1001.
- Moorhouse, T.P., Poole, A.E., Evans, L.C., Bradley, D.C. & Macdonald, D.W. (2014). Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecol. Evol.* 4, 494–504.
- Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., Chucholl, C., Cabanillas Resino, S., Viljamaa-Dirks, S., Vukić, J. & Petrusek, A. (2014). Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biol. Invasions.* 17, 1313–1326.
- Nehring, S. (2016). Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
- Oidtmann, B., Heitz, E., Rogers, D. & Hoffmann, R.W. (2002). Transmission of crayfish plague. *Dis. Aquat. Organ.* 52, 159–167.
- Pârvulescu, L., Pacioglu, O. & Hamchevici, C. (2011). The assessment of the habitat and water quality requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) and noble crayfish (*Astacus astacus*) species in the rivers from the Anina Mountains (SW Romania). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 03.
- Peay, S., Dunn, A.M., Kunin, W.E., McKimm, R. & Harrod, C. (2014). A method test of the use of electric shock treatment to control invasive signal crayfish in streams: Electric shock treatment to control crayfish. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 25, 874–880.
- Peay, S. & Füreder, L. (2011). Two indigenous European crayfish under threat – how can we retain them in aquatic ecosystems for the future? *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 33.
- Peay, S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E. & Bradley, P. (2009). The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 12.
- Peay, S., Hiley, P.D., Collen, P. & Martin, I. (2006). Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 1363–1379.
- Puky, M. (2014). Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)(Decapoda: Cambaridae) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube river at Szeremle, Hungary. *Acta Zool. Bulg.* 7, 143–146.

- Rahel, F. (2013). Intentional Fragmentation as a Management Strategy in Aquatic Systems. *BioScience* 63, 362–372.
- Ramalho, R.O. & Anastácio, P.M. (2015). Factors inducing overland movement of invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in a ricefield habitat. *Hydrobiologia* 746, 135–146.
- Sandodden, R. & Johnsen, S.I. (2010). Eradication of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET.®. *Aquat. Invasions* 5, 75–81.
- Schubert, L. (2017). Populationsentwicklung von *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1825) in einem Steinbruch. Masterarbeit, Philipps-Universität Marburg (FB 17 - Biologie), Marburg.
- Smith, P. & Wright, R. (2000). A preliminary consideration of some aspects relating to the population dynamics of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) with a view to assessing the utility of trapping as a removal method. In *Crayfish Conference Leeds*: 95–107. Environment Agency: Leeds.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M. & Noël, P.Y. (2006). Atlas of crayfish in Europe. Collection patrimoines naturels. Paris: Publ. Scientifiques du Muséum National d’Histoire Naturelle.
- Souty-Grosset, C. & Reynolds, J.D. (2009). Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 01.
- Stebbing, P.D., Longshaw, M., Taylor, N., Norman, R., Lintott, R., Pearce, F. & Scott, A. (2012). Review of methods for the control of invasive crayfish in Great Britain (Cefas Contract - Final Report No. C5471). Cefas, Suffolk, UK.
- Streissl, F. & Hödl, W. (2002). Habitat and shelter requirements of the stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* Schrank. *Hydrobiologia* 477, 195–199.
- Stucki, P. & Zaugg, B. (2011). Aktionsplan Flusskrebse Schweiz: Artenförderung von Edelkrebse, Dohlenkrebse und Steinkrebse. Bundesamt Für Umw. Bern Umw.-Vollzug 61.
- Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E. & Petrusek, A. (2016). Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *J. Fish Dis.* 40, 127–140.
- Vaeßen, S. (2010). Untersuchungen zur Überwindbarkeit von fischpassierbaren Barrieren durch Signalkrebse. Technische Hochschule Aachen, Aachen.
- Vaeßen, S. & Hollert, H. (2015). Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems. *Environ. Sci. Eur.* 27.
- Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S., Nieminen, M., Vennerström, P. & Pelkonen, S. (2011). Persistent infection by crayfish plague *Aphanomyces astaci* in a noble crayfish population—a case report. *Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol.* 31, 182–188.
- Vorburger, C. & Ribi, G. (1999). Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshw. Biol.* 42, 111–119.
- Weinländer, M. & Füreder, L. (2011). Crayfish as trophic agents: Effect of *Austropotamobius torrentium* on zoobenthos structure and function in small forest streams. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 22.

Weinländer, M. & Füreder, L. (2012). Associations between stream habitat characteristics and native and alien crayfish occurrence. *Hydrobiologia* 693, 237–249.

Westman, K., Savolainen, R. & Julkunen, M. (2002). Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. *Ecography* 25, 53–73.

Impressum

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Abteilung Naturschutz
Europastr. 10, 35394 Gießen

Tel.: 0641 / 4991-264
Fax: 0641 / 4991-260

Web: www.hlnug.de
E-Mail: naturschutz@hlnug.hessen.de

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit schriftlicher Genehmigung des HLNUG

Ansprechpartner Dezernat N2, Arten

Christian Geske 0641 / 4991-263
Sachgebietsleiter, Libellen

Susanne Jokisch 0641 / 4991-315
Säugetiere (inkl. Fledermäuse)

Dr. Andreas Opitz 0641 / 4991-250
Gefäßpflanzen, Moose, Flechten

Michael Jünemann 0641 / 4991-259
Hirschkäfermeldenetz, Beraterverträge, Reptilien, Amphibien

Tanja Berg 0641 / 4991 - 250
Fische, dekapode Krebse, Mollusken, Schmetterlinge

Yvonne Henky 0641 / 4991-256
Artenschutzrechtliche Ausnahmegenehmigungen, Käfer, Wildkatze, Biber