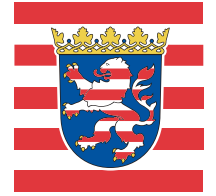


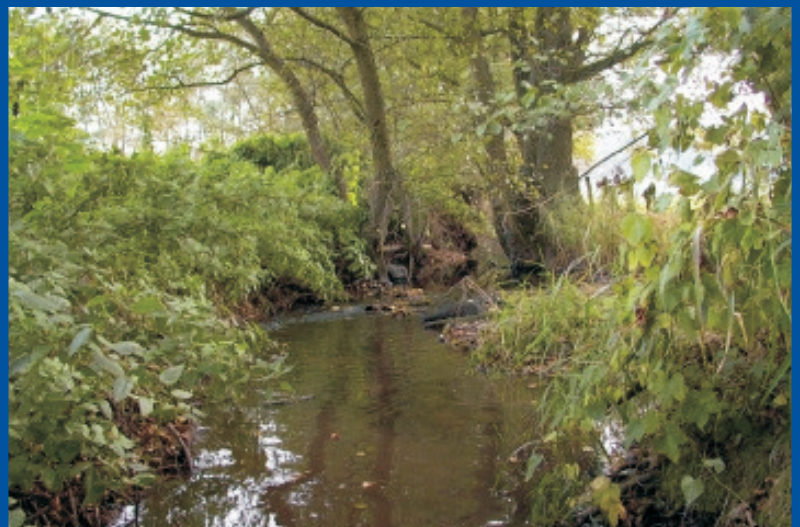
HESSEN-FORST

HESSEN



Artgutachten 2005

Landesweites Artengutachten für den
Edelkrebs *Astacus astacus* LINNAEUS, 1758



FENA

Servicestelle für Forsteinrichtung und Naturschutz

Landesweites Artengutachten für den Edelkrebs *Astacus astacus* LINNAEUS, 1758



**Gutachten
erstellt im Auftrag von Hessen- Forst (FIV)**

Marburg, November 2005

**von
Dipl.-Biol. Knut Gimpel**
Ernst-Lemmer Str.14
35041 Marburg
Tel: 06421/982592
e-mail: gimpelk@staff.uni-marburg.de

Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien – BFS

Überarbeitete Fassung, November 2006

Inhaltsverzeichnis

1. Zusammenfassung	3
2. Aufgabenstellung	4
3. Material und Methode	6
3.1. Ausgewertete Unterlagen	6
3.2. Erfassungsmethoden	7
3.2.1. Flächiges Screening	7
3.2.2. Vertiefte Untersuchungen	8
3.3. Dokumentation der Eingabe in die Natis-Datenbank	9
4. Ergebnisse	9
4.1. Ergebnisse der Literaturrecherche	9
4.2. Ergebnisse der Erfassung	13
4.2.1. Flächiges Screening	13
4.2.2. Vertiefte Untersuchungen	15
5. Auswertung und Diskussion	15
5.1. Flächige Verbreitung der Art in Hessen	15
5.2. Bewertung der Gesamtpopulation in Hessen	15
5.3. Naturraumbezogene Bewertung der Vorkommen	16
5.4. Bemerkenswerte Einzelvorkommen der Art in Hessen	18
5.5. Diskussion der Untersuchungsergebnisse	20
5.6. Herleitung und Darstellung des Bewertungsrahmens	21
6. Gefährdungsfaktoren und –ursachen	33
7. Grundsätze für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen	37
8. Vorschläge und Hinweise für ein Monitoring nach der FFH-Richtlinie	40
9. Offene Fragen und Anregungen	41
10. Literatur	42
Anhang	
- Bewertungsrahmen	
- Artensteckbrief	
- Datensätze	

1. Zusammenfassung

Der Edelkrebs *Astacus astacus* L. war bis zum Ende des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa und auch in Hessen weit verbreitet und häufig. Er war ein beliebtes Nahrungsmittel und Bestandteil der Fischereiwirtschaft. Mit dem Auftreten der Krebspest um 1890 brachen die meisten Populationen zusammen, insbesondere in den Potamalabschnitten der großen Flüsse. Diese Pilzerkrankung wurde wahrscheinlich mit infizierten amerikanischen Krebsen (*Orconectes limosus*) nach Europa importiert. Übrig blieben wenige, weitgehend isolierte Bestände in den Oberläufen der Fließgewässer oder in benachbarten Teichanlagen. In den Jahren nach dem ersten Weltkrieg wird eine erneute Ausbreitung der Art beschrieben. Ob diese Ausbreitung aktiv oder durch Besatzmaßnahmen erfolgte, kann heute nicht mehr beurteilt werden. Der Bestandsrückgang in den Jahrzehnten nach dem zweiten Weltkrieg führt zum fast vollständigen Erlöschen der Hessischen Populationen. Die Hauptgefährdungsursachen sind immer wieder auftretende Krebspestereignisse, Gewässerausbaumaßnahmen und Schadstoffeinleitungen.

Über die aktuelle Bestandssituation des Edelkrebses in Hessen ist nur wenig bekannt. Konkrete Nachweise und verifizierbare Hinweise auf Vorkommen der Art fehlen bis auf wenige Ausnahmen. Insgesamt konnten 69 Nachweise und verifizierbare Hinweise in die vorliegende Untersuchung aufgenommen werden. Das heutige Verbreitungsbild konzentriert sich offenbar auf den Mittel-, West- und Osthessischen Raum. Für Süd- und Nordhessen liegen nur wenige Meldungen vor.

In den vergangenen Jahren wurden immer wieder Ansiedlungsversuche unternommen, die zum Teil erfolgreich verliefen. Viele aktuelle Nachweise und Hinweise beruhen auf Besatzmaßnahmen. Wissentlich oder unwissentlich wurden aber auch immer wieder amerikanische Krebsarten ausgesetzt (*Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus*, *Procambarus clarcii*). Sie sind weitgehend gegen die Krebspest immun, können aber Dauerausscheider für Pilzsporen sein. Von diesen Beständen geht die größte Gefahr für heimische Krebsarten aus.

Der Edelkrebs steht aktuell nur im Anhang V der FFH-Richtlinie. Dennoch wird auch für diese bedrohte Art ein Monitoring empfohlen.

2. Aufgabenstellung

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ist das derzeit umfassendste Naturschutzinstrument der Europäischen Union. Ihr Ziel ist die Entwicklung und der dauerhafte Schutz eines EU-weiten Netzwerkes von Schutzgebieten zur Erhaltung bedrohter Lebensräume sowie besonders gefährdeter Tier- und Pflanzenarten.

Der Edelkrebs steht bisher im Anhang V der FFH-Richtlinie. Damit gehört er zu den geschützten Arten, die einer wirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Im Zusammenhang mit der Erstellung des landesweiten Artgutachtens Steinkrebs (Anhang II der FFH-Richtlinie) sind erhebliche Synergieeffekte zu erwarten, da die Arten nur von Spezialisten sicher unterschieden werden können und teilweise den gleichen Lebensraum besiedeln. Jenseits ihrer Stellung im FFH-Anhang muss von einer erheblichen Bestandsbedrohung der Art in ihren natürlichen Lebensräumen ausgegangen werden. Diese Umstände rechtfertigen es, auch für den Edelkrebs ein landesweites Artgutachten zu erstellen. Wesentliche Ziele der vorliegenden Untersuchung sind:

- Feststellung des bisherigen Kenntnisstandes über die Verbreitung der Art in Hessen (Literaturrecherche).
- Erfassung neuer, bisher unbekannter Edelkrebsbestände auf der Grundlage von Befragungen bei Fachbehörden, Fachkollegen, Fischereiverbänden und –vereinen.
- Herleitung und Erstellung eines Bewertungsrahmens.
- Darstellung von Gefährdungsfaktoren und –ursachen.
- Die Erarbeitung von Grundsätzen für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen.

Das Gutachten erhebt nicht den Anspruch, alle Populationen des Edelkrebses in Hessen zu erfassen. Geländearbeiten und vertiefte Untersuchungen wurden nicht beauftragt. Der Schwerpunkt liegt auf der Beschreibung des bisherigen Kenntnisstandes.

3. Material und Methode

3.1. Ausgewertete Unterlagen

Die Angaben zur rezenten Verbreitung der Astacidae in Mitteleuropa wurden aus ALBRECHT (1983) übernommen. Die Bestandssituation des Edelkrebsees in Hessen in der Mitte des 20. Jahrhunderts konnte mit Hilfe der Kurhessischen Fischereistatistik von BRAUN (1943) rekonstruiert werden. Sie beschränkt sich jedoch nur auf die Gebietskulisse des ehemaligen Kurhessens. Die Situation bis Mitte der siebziger Jahre wird von JUNGBLUTH (1975) beschrieben. Eine weitere Veröffentlichung des Autors bezieht sich nur auf den Naturraum Vogelsberg (JUNGBLUTH 1973). Neuere Angaben zum Vorkommen der zehnfüßigen Krebse in Hessen stammen von MEINEL & MOCK (2001). Eine Veröffentlichung mit populationsökologischem Hintergrund ist die Arbeit von Gimpel (2002). Zusätzlich wurden mehrere unveröffentlichte Gutachten und Diplomarbeiten ausgewertet (Metadatenquellen): GIMPEL (1995, 2002, 2003, 2004, 2005), HILBRICH (2000), FORTSER et. al. (2004), DÜPELMANN (2005) und KORTE (2005). Eine vollständige Liste der verwendeten Literatur und Metadatenquellen findet sich in Kapitel 10 (Literatur).

3.2. Erfassungsmethoden

3.2.1. Flächiges Screening

Vorkommen des Edelkrebsees können wegen der wahrscheinlich wenig naturraumbezogenen Verbreitung der Art überall in Hessen erwartet werden. Die Kenntnisse über das Vorkommen der Art in Hessen sind sehr gering und potentielle Lebensräume nur schwer eingrenzbar. Als Verfahren des flächigen Screenings wurde deshalb eine Befragungsaktion durchgeführt, um einen Einblick in die Bestandssituation der Art zu erhalten. Im Rahmen dieser Befragung wurden alle oberen Fischerei- und Naturschutzbehörden per e-mail angeschrieben und befragt. Zusätzlich wurde eine Fragebogenaktion durchgeführt. Den Fischereiverbänden, Gewässergruppen und Fischereivereinen wurde gleichzeitig ein Bestimmungsschlüssel für decapode Krebse zur Verfügung gestellt. Insgesamt konnten 130 Fragebögen und Bestimmungsschlüssel verschickt werden. Im Folgenden eine Liste der angeschriebenen Institutionen und Verbände.

- Obere Fischerei- und Naturschutzbehörden des Regierungspräsidiums Kassel.
- Obere Fischerei- und Naturschutzbehörden des Regierungspräsidiums Gießen.
- Obere Fischerei- und Naturschutzbehörden des Regierungspräsidiums Darmstadt.
- Der Fischereiverband Kurhessen.
- Der Verband Hessischer Sportfischer.
- Der Landesverband Deutscher Sportfischer Hessen.
- Die Interessengemeinschaft Lahn.
- 87 Vereine und Gewässergruppen des Fischereiverbandes Kurhessen.
- 39 Vereine des Verbandes Hessischer Sportfischer.

Ergänzend wurden fischereibiologisch tätige Fachkollegen telefonisch befragt.

3.2.2. Vertiefte Untersuchungen

Vertiefte Untersuchungen und Geländearbeiten wurden nicht beauftragt. Dennoch soll an dieser Stelle kurz auf die Erfassungsmethoden für Edelkrebsbestände eingegangen werden, da in der Vergangenheit eigene Untersuchungen durchgeführt wurden (Gimpel 1995-2005).

Nachweis und Fang

Edelkrebse haben eine sehr verborgene Lebensweise und sind fast ausschließlich nachts aktiv. Die Bestandserfassung im Freiland ist daher äußerst schwierig. Die Erfassung während nächtlicher Bachbegehungen mit Hilfe von Scheinwerfern ist nur in Ausnahmefällen bei niedrigen Wasserständen, guter Einsehbarkeit des Gewässers und hoher Aktivität der Tiere möglich. Der Fang von Krebsen mit Elektrofischereigeräten führt nicht zum Erfolg, da die Tiere keine den Fischen vergleichbare anodische Reaktion zeigen. In der Regel treten nur ungerichtete Fluchtbewegungen auf, und es ist nicht möglich, die Krebse zum Verlassen ihrer Wohnhöhlen zu bewegen. Außerdem kann ein zu starkes Spannungsfeld zur Autotomie der Scheren führen. Für Bestandsuntersuchungen sind daher beköderte Reusen zum Fang der Tiere am besten geeignet. Die Reusen besitzen eine hohe

Attraktionswirkung, sind auf mehrere Meter fängig und erlauben einen sicheren Nachweis von Flusskrebsbeständen im untersuchten Gewässer. Sie werden mit frischem Fisch als Köder bestückt, über Nacht ausgebracht und am folgenden Tag auf Fänge kontrolliert. Besonders bewährt haben sich finnische Krebsreusen aus Kunststoff. Sie sind sehr leicht transportabel, besitzen zwei trichterförmige Einschlußöffnungen und können in der Mitte aufgeklappt werden, so dass eine unproblematische Entnahme der gefangenen Krebse möglich ist. In kleineren Fließgewässern können auch rohrförmige und einkehlige Reusen verwendet werden.



Foto 1: Einkehlige Krebsreusen zum Einsatz in kleineren Fließgewässern.

3.3. Dokumentation der Eingabe in die Natis-Datenbank

Insgesamt wurden 69 Gebiets- und Kartierungsdatensätze in die Natis-Datenbank eingegeben. Das Jokerfeld 1 in der Gebietseingabemaske wurde mit der Funktion Vorfluter bzw. Gewässersystem belegt.

4. Ergebnisse

4.1. Ergebnisse der Literaturrecherche

In Mitteleuropa sind ursprünglich drei Flusskrebsarten heimisch. Der Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes* hat ein überwiegend westeuropäisches Siedlungsareal und findet sich nur im äußersten Südwesten Deutschlands. Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* besiedelt die Oberläufe der Fließgewässer Süddeutschlands. Seine nördliche Verbreitungsgrenze entspricht in etwa der Mosel- und Mainlinie. Das weiteste Verbreitungsareal hat der Edelkrebs *Astacus astacus*. Er besiedelte weite Teile Eurasiens mit einer nördlichen Verbreitungsgrenze in Südschweden (ALBRECHT 1983).

Der Edelkrebs gehört zu den bekanntesten Süßwasserarthropoden Mitteleuropas. Neben seiner imponierenden Größe- männliche Tiere werden bis zu 250 Gramm schwer- liegt das sicherlich auch an seiner ehemals fischereiwirtschaftlichen Bedeutung. Die jährliche Eigenproduktion in Deutschland am Ende des 19. Jahrhunderts wird auf 100-200 Tonnen geschätzt (HOFFMANN 1980). Er war ein durchaus häufiger, weit verbreiteter Bewohner mitteleuropäischer Gewässer. Das änderte sich jedoch mit dem Auftreten der "Krebspest" um 1890. Diese, mit dem amerikanischen Besatzkrebs *Orconectes limosus* aus Nordamerika eingeführte Pilzerkrankung, wird durch den Oomyceten *Aphanomyces astaci* verursacht. Die meisten Edelkrebspopulationen brachen innerhalb sehr kurzer Zeit zusammen. Insbesondere wasserbauliche Maßnahmen und die zunehmende Gewässerverunreinigung trugen zum Erlöschen der Bestände bei (KNUTH & MIETZ 1993; BOHL 1989). Befragungen von Fischereiberechtigten und die fischereistatistischen Erhebungen von BRAUN (1943) bestätigen die Einschätzung, dass der Edelkrebs noch in der Mitte dieses Jahrhunderts in vielen Gewässern Hessens heimisch war. Erst der regulative Gewässerausbau im Zusammenhang mit den Flurbereinigungsmaßnahmen nach Ende des zweiten Weltkrieges und die zunehmende Eutrophierung und Verunreinigung der Gewässer in den sechziger und siebziger Jahren vernichteten offenbar die meisten überlebenden Restbestände. Hinzu kamen immer wieder auftretende Krebspestinfektionen, die regional sehr unterschiedlich zum Erlöschen der Bestände führten. Dasselbe gilt für den Steinkrebs, der jedoch in den Oberläufen besser geschützt war.

Übrig blieben wenige isolierte Vorkommen in den Oberläufen der Fließgewässer bzw. in isolierten Stillgewässern. Aufgrund des hohen Isolationsgrades der Krebspopulationen, ihrer meist geringen Ausdehnung und Individuenzahl, sowie der geringen Mobilität der Tiere, muss eine extreme Gefährdung der Restbestände angenommen werden. Die zunehmende Verbesserung der Wasserqualität in den meisten Gewässersystemen führt seit den achtziger Jahren vermutlich zu einer günstigen Entwicklung der verbliebenen Populationen. Die Restbestände werden jedoch durch die Ausbreitung der Flusskrebsart *Orconectes limosus* bedroht. Dieser am Ende des letzten Jahrhunderts aus Nordamerika nach Mitteleuropa eingeführte Besatzkrebs ist der entscheidende Vektor für die verheerende "Krebspest" (HOLDICH & LOWERY 1988). Seit den siebziger Jahren werden auch Besatzmaßnahmen mit dem ursprünglich im Westen Nordamerikas beheimateten Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) durchgeführt. Auch diese Flusskrebsart ist ein Vektor der Krebspest. Edelkrebsbestände können nur sinnvoll geschützt werden, wenn die Verbreitung der Krebspest übertragenden Besatzkrebse bekannt ist.

Der Edelkrebs steht in Deutschland auf der Roten Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen (BINOT et al. 1998). Er ist vom "Aussterben bedroht". Nach einer Kartierung von JUNGBLUTH (1978) sind auch in Hessen die meisten Bestände erloschen bzw. stark gefährdet. Aufgrund seiner Lebensweise und Biologie (starke Substratbindung, graben von Wohnhöhlen im Gewässerufer, hohe Lebenserwartung) eignet er sich besonders gut als Indikator für intakte Gewässerstrukturen. Im Zusammenhang mit seiner Größe und Popularität kann er ein wichtiger Bestandteil im Leit- und Zielartenkonzept werden (vgl. ALTMOOS 1997). Entsprechende Artenschutzkonzepte werden bereits umgesetzt (GIMPEL & KREMER 2001). Siehe hierzu auch Kapitel 7. Aus limnologischer Sicht ist er ein wichtiger Bestandteil im Indikationssystem (BRAUKMANN & PINTER 1997). Der Themenkomplex lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern und Artenschutz von einheimischen Flusskrebsen hat durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie und die entsprechende Umsetzung in der Praxis an Aktualität gewonnen und ist letztlich auch Anlass für die vorliegende Untersuchung.

Artbildung und rezentes Verbreitungsbild der Astacidae

Nach Albrecht (1983) vollzog sich die Artdifferenzierung der europäischen Flusskrebse bereits im Tertiär. Man kann annehmen, dass sich während des Pliozäns, d. h. in einem Zeitraum von ca. 3 Millionen Jahren, die vier Arten *Austropotamobius pallipes* (Dohlenkrebs), *Austropotamobius torrentium* (Steinkrebs), *Astacus pachypes*, *Astacus leptodactylus* (europäischer Sumpfkrebs) und wohl auch die drei Unterarten von *Astacus astacus* (Edelkrebs) ausformten. Der Autor beschreibt den Artbildungsprozess als Ergebnis verschiedener Regressions- und Transgressionsphasen der Paratethis mit ihren einhergehenden Salinitätsschwankungen. Während der letzten Vereisung des Pleistozäns war Europa bis auf Refugien in Süd- und Südosteuropa nicht mit Flusskrebsen besiedelt. Am Ende der letzten Eiszeit wanderten die bereits manifestierten Arten Steinkrebs und Edelkrebs aus südöstlicher Richtung über das Donausystem nach Mitteleuropa ein. Die Besiedlung durch den Dohlenkrebs erfolgte aus seinen süd- und südwestlichen Refugien. BOTT (1950) beschreibt eine postglaziale Einwanderung mit intraspezifischen Verdrängungseffekten, in Anlehnung an die Theorien von BIRSTEIN & WINOGRADOW (1934). Als erste Art soll der Steinkrebs nach Mitteleuropa vorgedrungen sein. Er wurde anschließend von Dohlenkrebs und Edelkrebs in die Gebirge bzw. Oberläufe der Fließgewässer verdrängt. Für die europäischen Flusskrebsarten wird von ALBRECHT (1983) folgendes rezentes Verbreitungsbild angegeben:

Austropotamobius pallipes: Britische Inseln, Iberische Halbinsel, Frankreich, Schweiz, Italien und Dalmatinische Küste Jugoslawiens.

Austropotamobius torrentium: Balkan (Rumänien, Jugoslawien, Nord-Griechenland), Ungarn, Österreich und deutsche Mittelgebirge bis zur Mosel sowie Nord- und Ost-Schweiz.

Astacus astacus: Nord-Griechenland über den ganzen Balkan, ganz Mittel- und Westeuropa, Skandinavien und große Teile Ost-Europas (Ukraine, Weißrußland, Polen, Litauen, Lettland, Estland) bis zum Weißen Meer im Norden. Im Pontokaspischen Raum lebt *A. astacus colchicus* isoliert im oberen Rion (Kaukasus).

Astacus leptodactylus und *A. pachypus*: Pontokaspisches Verbreitungsgebiet vom Anatolischen Hochland (Türkei), dem Ost-Balkan, ganz Ost-Europa und Russland bis zum Ural, mit einem isolierten Vorkommen bei Taschkent.

Das ursprüngliche holozäne Verbreitungsbild der Astaciden wurde schon früh durch fischereiliche Nutzung und Besatzmaßnahmen überlagert. Die ältesten Berichte über Aussetzungen stammen aus dem 15. Jahrhundert (DIEM 1964, HOHENLEITNER 1967). Edelkrebse waren schon im Mittelalter ein beliebtes Nahrungsmittel und sie waren weit verbreitet und häufig. Zum Ende des 19. Jahrhundert vernichtete jedoch die Krebspest den Großteil der Europäischen Bestände (siehe Kapitel 6: Gefährdungsfaktoren).

Nach den Angaben von BRAUN (1943) wurden auch die hessischen Bestände des Edelkrebsees durch die Ausbreitung der Krebspest seit 1880 weitgehend vernichtet. Die Erkrankung trat in den verschiedenen Gebietsteilen Kurhessens zu unterschiedlichen Zeiten auf. Er beschreibt aber auch eine Verbesserung der Bestandssituation nach dem ersten Weltkrieg. Grundlage seiner Angaben waren Befragungen von Fischereiberechtigten mit Hilfe von standardisierten Fragebögen. Zum Zeitpunkt der Befragung 1943 wurden Krebse in zahlreichen Bächen des damaligen Untersuchungsgebietes beobachtet. Der Edelkrebs besiedelte damals offenbar noch alle Gewässerregionen. Nur das Potamal der Lahn war bereits krebsfrei. Insgesamt können aus der Kartierung ca. 150 Meldungen für Krebsbestände abgeleitet werden. Besonders verbreitet war der Krebs im Knüll, im Einzugsgebiet der Haune, den östlichen Zuflüssen der Fulda bei Bebra und Rothenburg und im Einzugsgebiet von Wohra, Schwalm und Kinzig. Der Edelkrebs war also vor Ende des zweiten Weltkrieges im ehemaligen Kurhessen noch weit verbreitet, vielerorts aber bereits nicht mehr häufig (BRAUN 1943). Naturgemäß enthält die Arbeit keine Angaben über die Bestandssituation im Vogelsberg und Südhessen.

Eine ganz andere Situation wird von JUNGBLUTH (1975) beschrieben. Er unterscheidet Funde vor und nach 1950. Als Quellen nennt er BOTT (1950), BRAUN (1943), MEIJERING (1971), SCHERER (1965), die Sammlungen des Senkenberg-Museums in Frankfurt, eigene Aufsammlungen (JUNGBLUTH 1973) und zahlreiche mündliche Mitteilungen. Während für den Zeitraum vor 1950 noch eine weitgehend flächendeckende Verbreitung angegeben wird, beschränken sich die Funde nach 1950 mit wenigen Ausnahmen auf den Vogelsberg und Osthessen. Genauere Angaben macht der Autor in seiner Veröffentlichung über die Verbreitung des

Edelkrebse im Vogelsberg (JUNGBLUTH 1973). Hier werden Fundortangaben von 1938-1959, nach 1960 und nach 1970 unterschieden. Für den Zeitraum von 1938-1959 nennt er 26 Fundorte. Nach 1960 werden noch 8 Funde genannt und nach 1970 10 Funde. Geht man davon aus, dass die jüngeren Bestandsnachweise autochthone Populationen beinhalten, ergeben sich für den Zeitraum von 1938-1959 45 Populationen, nach 1960 19 Populationen und nach 1970 10 Populationen. An diesen Zahlen wird deutlich, in welchem Umfang der Aussterbeprozess in diesem Naturraum abgelaufen ist.

Zu einem anderen Ergebnis kommen die Autoren MEINEL und MOCK (2001). Ihre Resultate beruhen nach eigenen Angaben auf Befragungsergebnissen und Freilanduntersuchungen mit Hilfe des Elektrofischfangs und Reusenfangs. Die Untersuchungen wurden von 1988-1996 durchgeführt. Die Verfasser gliedern ihre Angaben nach Einzugsgebieten und nennen im Wesentlichen Gewässernamen ohne genaue Fundortangaben. In Tabelle 1 ist die Anzahl der namentlich aufgeführten Bestände in den einzelnen genannten Gewässersystemen dargestellt.

Tabelle 1: Anzahl Edelkrebsbestände in Hessen nach MEINEL & MOCK (2001).

Gewässersystem	Anzahl genannter Bestände
Nidda	15
Kinzig	13
Fulda ohne Schwalm	30
Werra	5
Diemel	6
Eder	13
Schwalm	17
Lahn	43
„Entwässerung zum Main“	6

Insgesamt ergeben sich aus dieser Aufstellung 148 Fundortangaben für den Edelkrebs in Hessen.

Genauere und auf einzelne Naturräume bezogene Kartierungen wurden von HILBRICH (2000) und GIMPEL (2002) durchgeführt. Von Hilbrich werden für ausgewählte Gewässer westlich von Gießen 6 Fundorte angegeben (Fohnbach,

Gleibach, Bieberbach, Atzbach). Im Gutachten werden weiterhin 4 Bestände im Landkreis Gießen auf der Grundlage von mündlichen Hinweisen genannt. Die Untersuchungen von (GIMPEL 2002) beziehen sich auf die Projektkulisse des hessischen Teils des Biosphärenreservates Rhön. Hier wurden in den Jahren 2001-2002 im Rahmen eines mehrjährigen Artenschutzprojektes 50 Gewässerabschnitte mit Reusen kartiert. Insgesamt konnten nur 2 Edelkrebsbestände nachgewiesen werden, die beide auf Besatzmaßnahmen beruhen (Haune bei Hünfeld, Ulmenstein bei Hofaschenbach). Hingegen fanden sich an 9 Gewässerabschnitten Populationen des Signalkrebse *Pacifastacus leniusculus*. An einer Untersuchungsstelle gelang der Nachweis von sympatrischen Beständen des Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) und Signalkrebse. Im Rahmen desselben Projektes wurden 2004 8 Gewässerabschnitte in verschiedenen Gewässersystemen der Projektkulisse mit Edelkrebsen besetzt. An 7 dieser Abschnitte wurden 2005 Edelkrebse bei Erfolgskontrollen gefangen.

Die Abfrage von Sammlungsmaterial der zoologischen Sammlung der Philipps-Universität Marburg erbrachte 2 aktuellere Exponate jeweils aus dem Gewässersystem von Lahn und Eder (Rosphe bei Unterrosphe und Friedenthaler Mühlgraben bei Hatzfeld-Holzhausen). In der Datenbank des Senckenbergmuseums in Frankfurt sind insgesamt 5 Exponate nach 1980 verzeichnet (Teiche im Ahnebachgebiet, Schlosspark-Wilhelmshöhe; Weißmühlgraben bei Herbstein und Möttbachsystem im Taunus).

4.2. Ergebnisse der Erfassung

4.2.1. Flächiges Screening

Die Befragung von Fachkollegen, Naturschutzbehörden, Fischereibehörden, Fischereivereinen und die Untersuchungen von Gimpel (1995-2005), erbrachten insgesamt 69 verwertbare Hinweise auf Edelkrebsbestände in Hessen. Besonders erwähnt werden müssen die Angaben von HENNINGS (pers. Mitt.), HILBRICH (pers. Mitt.), DÜMPELMANN (pers. Mitt.), KORTE (pers. Mitt.), Widdig (pers. Mitt.) und HÜBNER (pers. Mitt.) mit zusammen 17 Hinweisen. Angaben aus den neunziger Jahren stammen teilweise von SCHWEVERS (pers. Mitt.). Aus fischereilichen und forstlichen Kreisen wurden 15 Bestände gemeldet.

Tabelle 1: Quellen, Nachweise, und verifizierbare Hinweise für Edelkrebsbestände.

Quellen	Methode	Anzahl gemeldeter und plausibel erscheinender Edelkrebsbestände
Untersuchungen Gimpel (1995-2005)	Befragung, Ortsbegehung, Reusen	35
Fachkollegen	Telefon	17
Fischereivereine	Fragebogen	5
Fischerei- u. Naturschutzbehörden	e-mail, Telefon	2
Forst, Sonstige	Telefon, Post, e-mail	10

Befragung von Fischereivereinen

Von den insgesamt 130 verschickten Fragebögen wurden 40 beantwortet und rückgesendet. Das entspricht einer Rücklaufquote von 30,8 %. Die Fragebögen enthalten Informationen über 44 verschiedene Fließgewässerabschnitte und Stillgewässer.

Für 29 Gewässer werden Krebsvorkommen gemeldet (65,9 %). In 5 Fällen existieren keine Krebsvorkommen (11,4 %). Bei 10 Gewässern ist nichts über Krebsbestände bekannt (22,7%).

Von den 29 gemeldeten Krebsvorkommen, sind 7 Edelkrebsmeldungen (24,1 %). Für 3 Gewässer werden Steinkrebsvorkommen genannt (10,3 %). In 7 Fällen handelt es sich um Bestände des Kamberkrebses (24,1 %). 3 Gewässer werden vom Signalkrebs besiedelt (10,3 %). Überraschenderweise werden auch sympatrische Artenvorkommen genannt: In 2 Gewässern leben Edel- und Signalkrebse (6,9 %). Für jeweils 1 Gewässer werden Mischbestände aus Edel- und Kamberkrebs bzw. Signal- und Kamberkrebs angegeben (jeweils 3,4 Prozent).

Bei kritischer Durchsicht der Daten mit Plausibilitätskontrolle, ergibt sich hinsichtlich der Angaben für Edel- und Steinkrebs, ein eindeutiger Korrekturbedarf. Bei den 3

genannten Steinkrebsbeständen handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um Kamberkrebsbestände. Im Neuenhainer See in Nordhessen wurden vom Autor vor ca. 5 Jahren Kamberkrebse gefangen. Auch in der Fulda bei Wilhelmshausen kann der Steinkrebs nicht vorkommen (außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Art; Barben-Brachsenregion). Weniger zweifelhaft ist das Vorkommen in einer Teichanlage bei Idstein. Das Gebiet liegt innerhalb des natürlichen Verbreitungsareals der Art und Steinkrebse können in Einzelfällen auch kühle Stillgewässer besiedeln. Dennoch sollte auch diese Angabe kritisch überprüft werden.

Auch für den Edelkrebs besteht in 2 Fällen vermutlich Korrekturbedarf. Ein Angelsportverein nennt 2 Bestände in einer Teichanlage und im Semder Bach. Die Populationen wurden durch Besatz vor ca. 15 Jahren etabliert. Der genannte Fischzuchtbetrieb hat zu dieser Zeit mit Signalkrebsen gehandelt, so dass mit großer Wahrscheinlichkeit eine Verwechslung vorliegt. Alle anderen Angaben sind plausibel, bzw. die genannten Bestände sind dem Autor bereits bekannt.

Tabelle: Ergebnis der Umfrage nach Krebsvorkommen.

Antwort	Krebsvorkommen	Prozent
ja	29	65,9
nein	5	11,4
unbekannt	10	22,7

Tabelle: Ergebnis der Umfrage nach Krebsarten.

Art/en	Anzahl Bestände	Prozent
Edelkrebs	7	24,1
Steinkrebs	3	10,3
Kamberkrebs	7	24,1
Signalkrebs	3	10,3
Edelkrebs/Signalkrebs	2	6,9
Edelkrebs/Kamberkrebs	1	3,4
Signalkrebs/Kamberkrebs	1	3,4
unbekannt	5	17,2

Tabelle: Korrigiertes Ergebnis der Umfrage nach Krebsarten (Plausibilitätskontrolle).

Art/en	Anzahl Bestände	Prozent
Edelkrebs	5	17,2
Steinkrebs	0	0
Kamberkrebs	10	34,5
Signalkrebs	5	17,2
Edelkrebs/Signalkrebs	2	6,9
Edelkrebs/Kamberkrebs	1	3,4
Signalkrebs/Kamberkrebs	1	3,4
unbekannt	5	17,2

Die Umfrage ist nicht repräsentativ für alle Gewässer in Hessen. Insbesondere fehlen Angaben zu Epirhithalabschnitten, da sie in der Regel nicht fischereilich genutzt werden. Die Ergebnisse belegen aber die weite Verbreitung der amerikanischen Krebsarten Kamberkrebs und Signalkrebs. Sympatrische Vorkommen von Edel- und Signalkrebs bzw. Edel- und Kamberkrebs können vorkommen, wenn die amerikanischen Krebspopulationen nicht mit der Krebspest infiziert sind oder die Krankheit nicht übertragen wird. Aktuell werden verschiedene Genotypen von *Aphanomyces astaci* beschrieben.

Befragung von Fachkollegen

HENNIGS nennt 5 Bestände in den Gewässersystemen von Nidda und Wetter, 3 Vorkommen in der Wetter in den Gemarkungen, Münster, Wetterfeld und Laubach, 1 Bestand im Äschersbach in der Gemarkung Münster, 1 Vorkommen im Eichelbach in der Gemarkung Eichelsdorf. Desweiteren nennt er 3 Nachweise im Einzugsgebiet von Mümmling und Weschnitz: Jeweils 1 Vorkommen im Steinbach in der Gemarkung Steinbach (Michelstadt), im Mörlenbach in der Gemarkung Weiher und im Vöckelsbach in der Gemarkung Weiher.

Nach DÜMPELMANN wurden Edelkrebse in folgenden Gewässern im Einzugsgebiet von Lahn und Dill gefunden: In der Allna in der Gemarkung Sinkershausen, in der Perf in der Gemarkung Breidenbach, in den Forsteichen Merzhausen in der Gemarkung Bracht, im Krummbach in der Gemarkung Steinbach und im Treisbach in der Gemarkung Rodenbach.

Nach Auskunft von KORTE konnten Edelkrebse in der Kinzig an 3 Abschnitten in den Gemarkungen Sterbfritz, Niederzell und Vollmerz nachgewiesen werden. Der Autor war an den entsprechenden Erhebungen beteiligt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung liegen bereits als Gutachten vor (KORTE et. al. 2004).

Aus dem östlichen Vogelsberg wird eine Fundstelle von HÜBNER beschrieben. Sie liegt in der Alten Hasel bei Rixfeld. Auch dieser Nachweis ist in einem Gutachten verifizierbar (FÖRTSER et. al. 2004).

Im Verlauf der Geländeerfassung von Steinkrebsbeständen von Hugo und Gimpel wurde im Herbst 2005 auch ein Edelkrebsbestand erfasst. Der Nachweis gelang Hugo bei einer Bachbegehung des Dietzenbaches südöstlich von Ober-Klingen, im Gewässersystem der Semme.

Untersuchungen von Gimpel (1995-2005)

Im Rahmen eigener wissenschaftlicher Tätigkeiten wurden vom Autor Untersuchungen zur Bestandssituation des Edelkrebsses durchgeführt. In den Jahren von 1995-2005 konnten insgesamt 20 Nachweise für Bestände des Edelkrebsses erbracht werden. Die Untersuchungen wurden mit Krebsreusen durchgeführt. 3 Nachweise gelangen in der Schwalm, in der Gemarkung Zwesten. Im Einzugsgebiet der Wohra wurden 3 Bestände kartiert: Im Oberlauf der Schweinfe bei Altenhaina, im Giebelsbach bei Gemünden und in der Wohra bei Gemünden. Die Untersuchungen im Gewässersystem der Salzböde erbrachten Nachweise im Seibertshäuser Bach, in der Salzböde bei Weidenhausen und zwischen Lohra und Mornshausen. Im Gewässersystem der Dietzhölzl befinden sich 2 Fundstellen im Simmersbach in der Gemarkung Simmersbach und Eibelshausen. Im Oberlauf des Biebersystems wurde eine Population im Dünsbergbach in der Gemarkung Königsberg bearbeitet. Untersuchungen im Oberlauf der Kinzig erbrachten 2004 3 Edelkrebsnachweise. Im September 2005 gelang der Nachweis einer wahrscheinlich autochthonen Population im Seenbach bei Freieenseen, ein zur Ohm entwässernder Bach des westlichen Vogelsberges. Kartierungen im FFH-Gebiet Dill erbrachten 2006 Nachweise von Edelkrebsen im Amdorfbach.

Im Zusammenhang mit einem mehrjährigen Artenschutzprojekt im hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön wurden 50 Gewässerabschnitte mit Reusen auf Krebsbestände untersucht. Neben mehreren Signal- und Kamberkrebsbeständen konnten auch 2 Edelkrebspopulationen nachgewiesen werden: Eine Population in der Haune bei Hünfeld und eine Population im Ulmenstein bei Hofaschenbach (Basaltsteinbruch). Aufbauend auf den Kartierungsergebnissen wurden 8 Wiederansiedlungsmaßnahmen mit Edelkrebsen durchgeführt (Scheppenbach, Brand, Weid, Nüst, Nässe, Igelbach, Dammersbach und Döllbach). Bei Erfolgskontrollen mit Reusen konnten die Populationen 2005 bestätigt werden. Bereits im Jahr 1998 war der Lohrbach bei Bad Zwesten (Einzugsgebiet der Schwalm) mit Edelkrebsen besetzt worden.

Befragungen per Fax, Telefon und e-mail erbrachten Hinweise auf 6 Edelkrebspopulationen (Wese-Bach, Dautphe, Fohnbach, Guttelsgrund, Teichanlage Hausen und Niedermoser-See). Das Vorkommen im Niedermoser-See könnte auch aus *Astacus leptodactylus* bestehen (unscharfes Foto).

Besatzmaßnahmen und Wiederansiedlung

Neben den bereits genannten Wiederansiedlungsversuchen im Biosphärenreservat Rhön, werden in Hessen aktuell mehrere Besatzmaßnahmen durchgeführt. Besonders erwähnt werden müssen die Bemühungen von Hessen-Forst, insbesondere die Zucht- und Wiederansiedlungsversuche des Forstamtes Rotenburg (RAUDONAT pers. Mitt.). Auch mehrere Fischereivereine bzw. Hegegemeinschaften betreiben Wiederansiedlungsversuche. Der FSV Oberlahn züchtet Edelkrebse in einer Teichanlage und besetzt die Weil (FRICKE pers. Mitt.). Die Gewässergruppe Obere Eder vermehrt Edelkrebse in einer Teichanlage (BINZER pers. Mitt.). Im Stadtgebiet von Kassel werden ebenfalls Wiederansiedlungsversuche durchgeführt (FEUDEL pers. Mitt., Naturschutzbeirat Stadt Kassel). Seit Frühjahr 2006 betreibt der NABU ein Wiederansiedlungsprogramm im südlichen Vogelsberg.

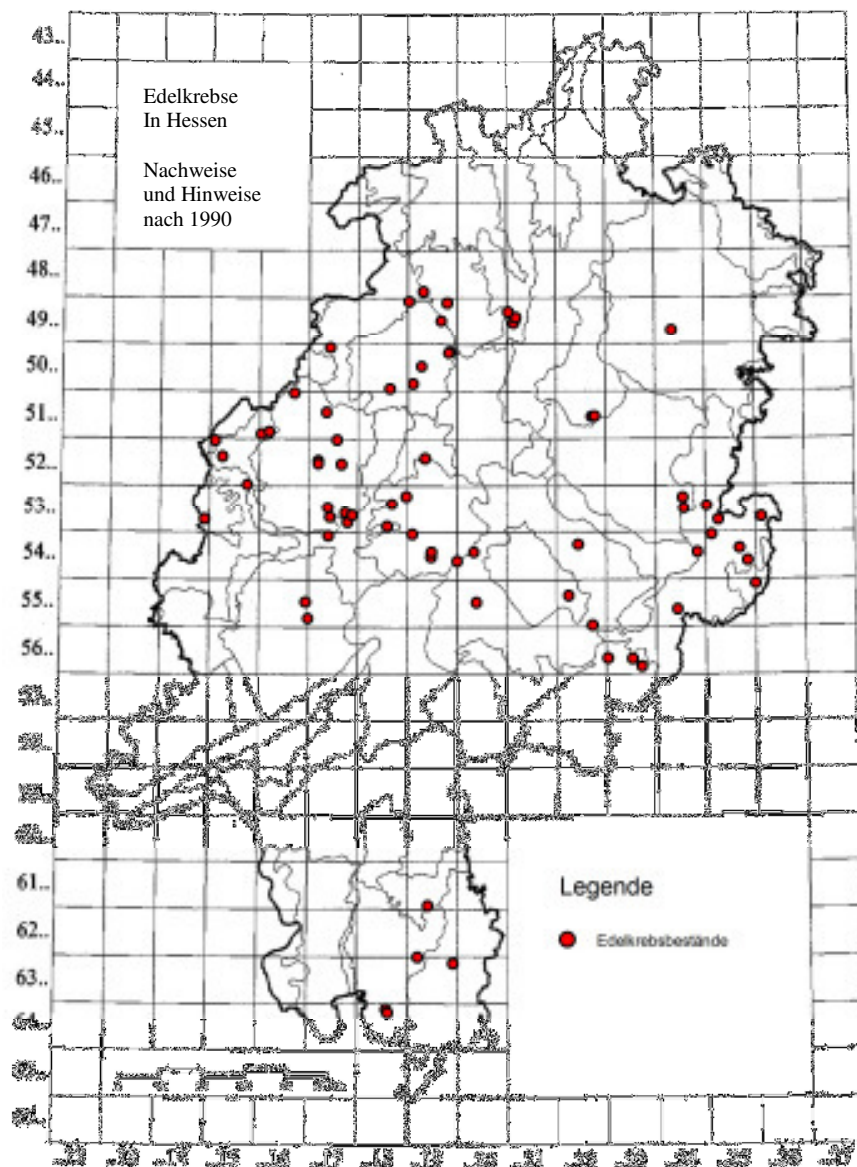
4.2.2. Vertiefte Untersuchungen

Eine Geländeerfassung von Beständen des Edelkrebses wurde im Rahmen des Gutachtens nicht beauftragt.

5. Auswertung und Diskussion

5.1. Flächige Verbreitung der Art in Hessen

Über die flächige Verbreitung der Art in Hessen bestehen nur unzureichende Kenntnisse. Von einer flächendeckenden Verbreitung der Art kann aber aktuell nicht ausgegangen werden. Eindeutige Schwerpunkte der Verbreitung liegen im West-, Mittel- und Osthessischen Raum. In Süd- und Nordhessen finden sich nur wenige belegbare Nachweise und Hinweise. Insgesamt wurden 69 aktuellere Nachweise und nachvollziehbare Hinweise nach 1990 in die Betrachtung der Bestandssituation aufgenommen.



Karte 1: Nachweise und verifizierbare Hinweise für Vorkommen des Edelkrebse in den naturräumlichen Einheiten Hessens nach 1990.

5.2. Bewertung der Gesamtpopulation in Hessen

Die Gesamtpopulation in Hessen besteht nach den vorliegenden Erkenntnissen aus wenigen isolierten Beständen in den Rhithalabschnitten der Fließgewässersysteme und in angrenzenden Teichanlagen. Die Populationen bestehen oft nur aus wenigen hundert bis tausend Tieren und sind räumlich eng begrenzt, so dass ein erhebliches Aussterberisiko besteht. Das Potamal der größeren Flüsse wird vom Edelkrebs nicht mehr besiedelt, obwohl das sein früherer Verbreitungsschwerpunkt war. Eine Ausnahme ist die Schwalm, wo eine Population im Hyporhithal bzw. Epipotamal überleben konnte.

Von den 69 Nachweisen und Hinweisen sind 27 eindeutig auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen (siehe Kapitel 5.3.). Insbesondere die Bestände in der Rhön beruhen fast ausnahmslos auf Besatzmaßnahmen (GIMPEL 2004).

Wegen der geringen Anzahl autochthoner Bestände, ihrer akuten Bedrohung insbesondere durch die Krebspest und der fehlenden Kenntnis über den Erfolg der Besatzmaßnahmen, muss der Erhaltungszustand der Gesamtpopulation in Hessen mit „C“, schlecht bewertet werden.

5.3. Naturraumbezogene Bewertung der Vorkommen

In diesem Kapitel wird versucht, eine Unterscheidung in autochthone Bestände und Besatzbestände vorzunehmen. In vielen Fällen kann diese Unterscheidung nur unzureichend sein, da die genaue Herkunft der Vorkommen heute nicht mehr rekonstruiert werden kann. Als autochthon werden Populationen bezeichnet, die bereits in der Kurhessischen Fischereistatistik erwähnt werden (BRAUN 1943) oder wegen ihrer Lage im Gewässersystem Reste der ehemals flächigen Verbreitung repräsentieren, ohne dass Besatzmaßnahmen durchgeführt wurden. Eine Bewertung der Populationen hinsichtlich ihrer Bestandsgüte kann wegen fehlender Datengrundlage nicht vorgenommen werden. Hierfür wären umfangreiche Freilanduntersuchungen notwendig.

Tabelle 2: Vorkommen des Edelkrebsees in den naturräumlichen Haupteinheiten.

Naturräumliche Haupteinheit	Anzahl bekannter Vorkommen
D18 Thüringer Becken und Randplatten	0
D36 Weser u. Weser-Leine-Bergland	0
D38 Bergisches Land, Sauerland	4
D39 Westerwald	14
D40 Lahntal und Limburger Becken	0
D41 Taunus	2
D44 Mittelrheingebiet	0
D46 Westhessisches Bergland	20
D47 Osthessisches Bergland, Vogelsberg u. Rhön	21
D53 Oberrheinisches Tiefland	0
D55 Odenwald, Spessart u. Südrhön	8

D 18: Thüringer Becken und Randplatten

Für diesen Naturraum liegen aktuell keine Nachweise und Hinweise vor.

D 36: Weser und Weser-Leine-Bergland

Für diesen Naturraum liegen aktuell keine Nachweise und Hinweise vor.

D 38: Bergisches Land, Sauerland

Die Vorkommen im Hüstenbach bei Geismar und im Lengelbachtal bei Ederbringhausen wurden durch Besatz begründet. Unklarheit besteht im Fall des Krummbaches bei Steinbach. Autochthonen Ursprungs könnte der Nachweis im Friedenthaler Mühlgraben bei Holzhausen sein.

D 39: Westerwald

Für diesen Naturraum liegen 14 Nachweise bzw. Hinweise vor. Vermutlich autochthon sind die Populationen in der Salzböde bei Mornshausen, in der Allna bei Sinkershausen, im Dünsbergbach bei Königsberg und im Bieberbach bei Rodheim. Bei den Beständen in der Salzböde bei Weidenhausen, Seibertshäuser Bach, Simmersbach bei Eibelshausen, Fohnbach bei Krofdorf-Gleiberg, Treisbach oberhalb Seelbach, Dautphe bei Friedensdorf, Amdorfbach oberhalb Burg und der Perf bei

Breidenbach besteht Unklarheit. In der Teichanlage bei Mademühlen werden seit längerem Edelkrebse vom FSV Oberlahn gezüchtet.

D 40: Lahntal und Limburger Becken

Für diesen Naturraum liegen aktuell keine Nachweise und Hinweise vor.

D 41: Taunus

Hier liegen nur 2 Hinweise vor. Für den Mühlbach oberhalb Kröffelbach und den Aubach oberhalb Brandoberndorf. Nach den bisherigen Erfahrungen in diesem Naturraum, könnte es sich auch um Populationen des Signalkrebses handeln.

D 44: Mittelrheingebiet

Für diesen Naturraum liegen aktuell keine Nachweise und Hinweise vor.

D 46: Westhessisches Bergland

Hier liegt mit 20 Vorkommen ein Schwerpunkt der Verbreitung der Art. Unter den Nachweisen befinden sich auch mehrere wahrscheinlich autochthone Populationen, u.a. in der Schwalm bei Zwesten und in Giebelsbach und Wohra bei Gemünden. Der Teichbestand im Oberlauf der Schweife bei Altenhaina wird schon von Braun (1943) erwähnt und ist zumindest sehr alt. Auch die Population im Äschersbach bei Münster könnte autochthon sein. Die Bestände im Roten Wasser bei Bracht, Rosphe unterhalb Oberrosphe, Forstteiche Merzhausen bei Bracht, Wieseck bei Trohe und Reiskirchen, Lumda bei Allendorf, Kiesgruben bei Treis a. d. Lumda, Teichanlage Goldborn, Teiche bei Rauschholzhausen und Lohrbach bei Bad Zwesten, wurden eindeutig durch Besatz begründet. Die Nachweise im Gleibach und Fohnbach bei Krofdorf-Gleiberg können in dieser Hinsicht nicht genau beurteilt werden.

D 47: Osthessisches Bergland, Vogelsberg u. Rhön

Die Vorkommen im Dammersbach bei Nüst, Nüst bei Morles, Igelbach bei Dipperz, Döllbach bei Döllbach, Scheppenbach bei Liebards, Brandbach unterhalb Brand, Nässe bei Hofbieber und in der Weid bei Wendershausen wurden erst 2004 besetzt (GIMPEL 2004). Ein Reproduktionsnachweis für diese Bestände steht noch aus. Sie wurden aber alle bei Kontrollbefischungen 2005 bestätigt. Das Vorkommen in der Haune bei Hünfeld hat seinen Ursprung in Besatzmaßnahmen der achtziger Jahre.

Die Population im Ulmenstein bei Hofaschenbach ist schon länger bekannt und vermutlich sehr alt, muss aber auch irgendwann besetzt worden sein. Ebenfalls durch Besatz begründet sind die Bestände in den Teichanlagen bei Hausen-Olberode, Guttelsgrund und Kleesberger Weiher. Die Herkunft der Vorkommen im Eichelsbach bei Eichelbach und in der Wetter bei Laubach ist unklar. Sie könnten aber nach den Angaben von JUNGBLUTH (1973) autochthon sein. Mit großer Wahrscheinlichkeit autochthon sind die Populationen in der Alten Hasel bei Rixfeld und im Seenbach bei Freieenseen. Insgesamt ergeben sich für den Naturraum 21 aktuelle Bestände.

D 53: Oberrheinisches Tiefland

Für diesen Naturraum liegen aktuell keine Nachweise und Hinweise vor.

D55 Odenwald, Spessart u. Südrhön

Im Hess-Fränkischen Bergland wurden Edelkrebse in der Kinzig bei Sterbfritz und Niederzell gefunden. Wahrscheinlich ist diese Population autochthon. Dasselbe gilt für die Population im Formbach bei Ostern. Weitere Nachweise stammen aus dem Vöckelsbach und Mörtenbach bei Weiher. Der Bestand im Dietzenbach bei Ober-Klingen ist wahrscheinlich auf Besatz in einer benachbarten Teichanlage zurückzuführen. Der Naturraum beinhaltet insgesamt 8 Nachweise.

5.4. Bemerkenswerte Einzelvorkommen der Art in Hessen

Als bemerkenswerte Einzelvorkommen der Art in Hessen müssen insbesondere Populationen gelten, die mit großer Wahrscheinlichkeit natürlichen (autochthonen) Ursprungs sind bzw. schon in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts bekannt waren. An erster Stelle sollte hier der Edelkrebsbestand in der Schwalm im Bereich der Gemarkung Bad Zwesten genannt werden. Ein erster Nachweis durch GIMPEL gelang hier im Herbst 1993 bei Begehungen im Unterwasser des Wehres der Otto-Mühle. Im Verlauf von genaueren Untersuchungen mit Hilfe von Reusen im Oktober 1997 konnten im Abschnitt zwischen Campingplatz in Bad Zwesten und der Otto-Mühle mehrere Edelkrebse gefangen werden (GIMPEL 2002). Die Tiere finden sich auch regelmäßig in Aalreusen des ASV Bad Zwesten. Nach Auskunft des pensionierten Schulkrektors der Hauptschule im Ort wurden in den vergangenen Jahrzehnten seit

1960 immer wieder Einzelexemplare von Schülern gefunden (GIMPEL senior pers. Mitt.). Die ortsansässigen Fischereiberechtigten haben nach eigenen Angaben keine Besatzmaßnahmen mit Krebsen durchgeführt. Der Bestand in diesem Abschnitt der Schwalm ist also mit großer Wahrscheinlichkeit autochthon. Besonders bemerkenswert ist die Tatsache, dass die Schwalm hier der Äschen- bis Barbenregion zugeordnet werden muss. Dem Autor sind in Hessen keine weiteren Potamalbestände des Edelkrebse bekannt. Das Potamal der hessischen Gewässer ist entweder mit Kamberkrebse besiedelt oder krebsfrei. Es könnte sich also um den letzten autochthonen und im Potamal gelegenen Edelkrebsbestand in ganz Hessen handeln.

Eine weitere autochthone Population konnte in der unteren Forellenregion der Salzböde zwischen Lohra und Mornshausen überleben. Die Salzböde als Krebsgewässer wird schon in der Kurhessischen Fischereistatistik von 1943 erwähnt (BRAUN 1943). Die Krebse waren dort in den dreißiger Jahren des letzten Jahrhunderts sehr häufig. Der Autor beschreibt auch, dass die Bestände durch Gewässerausbaumaßnahmen stark beeinträchtigt wurden. Dennoch haben die Tiere offenbar abschnittsweise überlebt. Im Rahmen eigener Untersuchungen in den Jahren 1998-2001 wurden oberhalb von Lohra regelmäßig Edelkrebse gefangen (Gimpel). Nach Auskunft des ASV Mornshausen wurden keine Besatzmaßnahmen durchgeführt. Im Oberlauf der Salzböde ist ein kleiner Zufluss der oberen Forellenregion sehr dicht mit Edelkrebse besiedelt. Auch dort wurden die Krebse in den Jahren von 1998-2001 regelmäßig gefangen (GIMPEL 2002). Im oberen Abschnitt des Seibertshäuser Baches liegen mehrere Teichanlagen, die mit Edelkrebse besiedelt sind. Ob es sich hierbei um einen Besatzbestand handelt, oder die Krebse in diesem Seitengewässer überleben konnten, konnte bisher nicht abschließend geklärt werden. Auch unterhalb des Seibertshäuser Baches in der Salzböde konnten im August 2005 Edelkrebse nachgewiesen werden (GIMPEL 2005). Ob es sich hierbei nur um ein steriles Zerstreungsgebiet handelt, oder die Krebse in diesem Abschnitt reproduzieren, ist unbekannt.

Eine mit Sicherheit autochthone Population besiedelt den Giebelsbach bei Gemünden (Wohra). Dieser Seitenbach der Wohra ist bei einem relativ großen Einzugsgebiet frei von Siedlungsabwässern und im Unterlauf sommerwarm. Ein

erster Nachweis gelang im Sommer 1993. Der Bestand wurde von 1995-2001 systematisch untersucht (GIMPEL 2002). Nach Auskunft von älteren Ortsansässigen lebten dort schon vor Beginn des 2. Weltkrieges Krebse (GIMPEL senior pers. Mitt.). Der zuständige Angelverein ASV Gemünden hat dort keinen Besatz durchgeführt. Die lehmigen Ufer des Unterlaufes sind dicht mit Wohnhöhlen durchzogen und die Populationsdichte liegt teilweise bei über zwei adulten Tieren pro Meter Bachlauf (GIMPEL 1995). Auch der Vorfluter Wohra ist auf mehreren hundert Metern besiedelt. Hier wurden im Verlauf mehrerer Jahre alle Altersstadien und eiertragende Weibchen gefunden, jedoch in wesentlich geringerer Anzahl als im Giebelsbach.

Im westlichen Vogelsberg gelang im Oktober 2005 der Nachweis einer autochthonen Population. Im Seenbach oberhalb von Freienseen konnte ein Edelkrebsmännchen mit Reusen gefangen werden. Der Fundort liegt unterhalb der Löbsackmühle. Der Besitzer der Löbsackmühle, Herr Löbsack, konnte glaubhaft berichten, dass im Mühlgraben schon immer Krebse und Muscheln lebten. Nach Stilllegung des Betriebsgrabens hatte er jedoch keine Krebse mehr beobachtet. Der Bach ist nicht verpachtet und Besatzmaßnahmen wurden nicht durchgeführt. Wahrscheinlich konnten in dem durch Mühlenwirtschaft stark fragmentierten Gewässer Edelkrebse überleben.

Im Oberlauf der Kinzig bei Sterbfritz und Niederzell wurden Edelkrebse im Rahmen der FFH- Grunddatenerfassung gefangen (KORTE 2004). Nach Auskunft der Fischereiberechtigten wurde kein Besatz durchgeführt. Auch dieser Bestand könnte also autochthonen Ursprungs sein.

5.5. Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Die Literaturangaben zur historischen Entwicklung der Bestandssituation in Hessen (BRAUN 1943, JUNGBLUTH 1973, 1975) beschreiben einen starken Bestandsrückgang bis in die Mitte der siebziger Jahre. Zahlreiche Populationen verschwinden in diesem Zeitraum bzw. können nicht mehr nachgewiesen werden. Die Ursachen sind immer wieder auftretende Krebspestereignisse, Gewässerausbaumaßnahmen und Schadstoffeinträge.

Die Literaturrecherche, Auswertung von Metadatenquellen, Befragung von Fachkollegen, Fischereiverbänden und Vereinen, Fischerei- und Naturschutzbehörden zeigt, dass über die aktuelle Bestandssituation bzw. Verbreitung des Edelkrebse in Hessen nur wenig bekannt ist. Eine Kartierung der decapoden Krebse in Hessen wurde von MEINEL & MOCK (2001) vorgelegt. Leider können die Angaben nur selten genau verortet werden. Der Zeitpunkt der Erfassung und die verwendete Nachweismethode bleiben oft unklar. An dieser Stelle muss selbstkritisch angemerkt werden, dass auch im vorliegenden Gutachten teilweise nicht im Gelände verifizierte Angaben berücksichtigt wurden, weil andere Daten nicht verfügbar sind. Am Beispiel der Hessischen Rhön zeigt sich, dass von MEINEL & Mock (2001) genannte Bestände aktuell nicht mehr nachweisbar sind (GIMPEL 2002). Sie sind entweder bereits erloschen (Beispiel Nüst) oder es liegen eventuell Verwechslungen mit Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) vor. Wie die Situation in anderen Naturräumen zu bewerten ist, kann wegen fehlender Datengrundlage nicht beurteilt werden. Die Bestände des Edelkrebse unterliegen offenbar einer starken Fluktuation. Alte Bestände sterben aus und neue Bestände werden durch Besatzmaßnahmen etabliert. Das macht die Situation sehr unübersichtlich. Die Populationen des Edelkrebse unterliegen immer noch einem hohen Aussterberisiko.

5.6. Herleitung und Darstellung des Bewertungsrahmens

5.6.1. Gewässerstruktur

Das Vorkommen von Edelkrebsebeständen ist heute in den allermeisten Fällen auf Gewässer mit einer mittleren Breite von unter 10 Metern beschränkt. Die Bestandsgewässer besitzen in der Regel eine große Breitenvarianz (BOHL 1989). Diese hohe Breitenvariabilität bewirkt selbst bei einem geradlinigen Verlauf des Gewässers einen mosaikartigen Wechsel zwischen strömungsberuhigten Buchten und rasch durchströmten Bereichen. Einen ähnlichen Effekt verursacht eine hohe Tiefenvarianz im Gewässerverlauf. Die Heterogenität des resultierenden Strömungsbildes fördert die Vielfalt von Nahrungs- und Siedlungsstrukturen. Die Untersuchungen von JUNGWIRTH (1984) bestätigen diesen Zusammenhang für die gesamte einheimische Fischfauna.

Besonders gern werden stark mäandrierende Gewässer mit einem häufigen Wechsel von Prall- und Gleitufeln besiedelt (BOHL 1989). Die seitliche Auslenkung des Fließgewässers verursacht ebenfalls eine Heterogenisierung des Strömungsbildes und führt zu einer sortierten Substratablagerung (HYNES 1979). In den strömungsberuhigten Bereichen im Lee der Gleitufer finden die Benthosorganismen und auch die Krebse Schutz vor Verdriftung. Zusätzlich dämpft ein mäandrierender Wasserlauf bei Hochwasser den Wasserabfluss, verringert insgesamt die Strömungsgeschwindigkeit und vermindert somit die Gefahr von Erosionsschäden.

Der überwiegende Teil der Edelkrebsbestände lebt in Gewässern mit einer relativ großen Einschnittstiefe und hohen, unverbauten Ufern. Dieser Zusammenhang ergibt sich aus der Siedlungsweise des Edelkrebse. Die Tiere graben Höhlen in die Ufer und nutzen sie als Unterstand. Je größer die zur Verfügung stehende Fläche an der Uferböschung ist, desto mehr Siedlungsraum steht zur Verfügung. Flache, unterstandsarme Gewässerbereiche sind daher für die Besiedlung äußerst ungeeignet. Auch ein Uferverbau erschwert oder verhindert die Anlage von Wohnhöhlen. Stark verbaute Gewässerabschnitte sind deshalb nicht besiedelbar. Selbst unverfugte, grobe Steinschüttungen an den Ufern werden eher gemieden (BOHL 1989).

Die Krebse sind hinsichtlich des Substratangebotes der Gewässersohle wenig wählerisch. Fast alle Substrattypen werden besiedelt. Nur sehr feinkörnige und weiche Substrate sind wenig attraktiv, da die Schreitbeine der Krebse nur eine geringe Auflagefläche besitzen und die Tiere auf einem weichen Bodengrund wenig Halt finden (BOHL 1989). Größere Steine bieten zusätzlich einen verbesserten Strömungsschutz für kleinere Exemplare. Aus diesen Gründen sind grobe Substrate, bestehend aus Kies, Steinen und Blöcken, für Krebsbestände besser geeignet.

Intakte Krebsbestände werden überwiegend in Gewässern gefunden, deren Umfeld nur extensiv genutzt wird (BOHL 1989). Besonders Uferschutzstreifen bewirken eine Abschirmung des Wasserkörpers gegen negative Einflüsse aus der Landwirtschaft. Im günstigsten Falle ist der Uferstreifen mit typischen Ufergehölzen wie Erle und Weide bestockt. Die Gehölze bewirken eine Beschattung des Gewässers im Sommer und verhindern so eine zu starke Erwärmung des Wasserkörpers. Zusätzlich kann

das dichte Wurzelwerk der Erle als Unterstand genutzt werden, und die Krehshöhlen im Uferbereich sind besser gegen Erosion geschützt.

Die im heutigen Verbreitungsbild dominierenden Bestandsgewässer sind also kleine, besonders reichhaltig strukturierte Mittelgebirgsbäche, die typischerweise mit standortgerechten Ufergehölzen bestockt sind und durch einen mehr oder weniger breiten Schutzstreifen gegen das Umland abgegrenzt werden.

5.6.2. Strömungsverhältnisse

Die Strömungsgeschwindigkeit hängt hauptsächlich vom Gefälle der Fließstrecke, vom Abfluss und von der Gewässerstruktur ab. Wichtige Einflussgrößen sind die Laufkrümmung, der Gewässerquerschnitt, die Uferstruktur, die Substratverhältnisse und Rückstauereffekte durch natürliche oder anthropogen entstandene Sohlenschwellen.

Im Geschwindigkeitsbereich von 0.1 bis 1 m/s, der in Mittelgebirgsbächen bei MQ am häufigsten auftritt, beträgt die Dicke der strömungsarmen Grenzschicht über den überströmten Substraten wenige Millimeter. Die Schulterhöhe der Organismen, die sich auf der Oberseite von überströmten Steinen aufhalten, liegt meist unter 4 mm und die Tiere drücken sich umso mehr an die Unterlage, je höher die Fließgeschwindigkeit ist (AMBÜHL 1959). Sie folgen damit gewissermaßen der strömungsarmen Grenzschicht, die ein wichtiger Strömungsschutz für sie ist (SCHWOERBEL 1987). Flusskrebse können wegen ihrer Größe die strömungsarme Grenzschicht am Substrat nicht nutzen. Sie sind daher von den herrschenden Strömungsverhältnissen besonders betroffen.

Mit zunehmender Körpergröße der Krebse steigt die noch tolerierte maximale Fließgeschwindigkeit des Wassers bis auf Werte um 0.8 m/s an. Der kritische Wert ist zusätzlich temperaturabhängig. Bei niedrigen Temperaturen ist die Widerstandskraft der Tiere gegen die Strömung verringert. Gewässerabschnitte mit Fließgeschwindigkeiten unter 0.3 Meter/s werden auf Dauer bevorzugt. In Gewässern mit höheren Fließgeschwindigkeiten ist die Gefahr der Verdriftung von Jugendstadien offenbar zu groß (BOHL 1989).

In Strömungsrichtung wirkt die Kraft des Wassers, die je nach Angriffsmöglichkeit am Tier unterschiedlich stark ist. Die großen Scheren werden bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten schützend vor das Rostrum gelegt. Ihre Wirkung lässt sich mit dem Frontspoiler eines Autos vergleichen. Der Widerstandswert des Krebses gegen die Strömung wird dadurch erheblich reduziert. Krebse mit Scherendefekten haben deshalb eine deutlich verringerte Strömungstoleranz. Für die Haftung am Substrat sind vor allem die Spaltfüße verantwortlich. Ihr Andruck am Substrat wird insbesondere durch die Stellung des Schwanzfächers verstärkt. Er hat eine ähnliche Wirkung wie der Heckspoiler eines Autos. Weibchen mit Eiern oder Jungtieren sind besonders anfällig gegen hohe Strömungsgeschwindigkeiten, da sie den Schwanzfächer zum Schutz der Eier, bzw. Jungen nach unten eingeschlagen tragen. Sie tolerieren nur maximale Strömungsgeschwindigkeiten von 0.24 m/s (BOHL 1989).

Teichanlagen im Hauptschluss von Fließgewässern bewirken eine Dämpfung von Hochwasserwellen im Unterwasser der Staustrecke. Sie verringern also die Schüttungsamplitude (DARSCHNIK & SCHUMACHER 1987).

5.6.3. Aktivitätsmuster von Edelkrebspopulationen

Die Aktivität von Flusskrebsen ist sehr variabel, und es ist nur schwer feststellbar, welcher Anteil der Population, einer Geschlechts- oder Altersgruppe gerade aktiv oder passiv ist (BOHL 1989). Wichtige Faktoren, welche die Aktivität beeinflussen, sind das Geschlecht, die Phase im Häutungszyklus, der Ernährungszustand und abiotische Faktoren wie die Wassertemperatur, Strömungsgeschwindigkeit, Pegelstand (HAZLETT et al. 1979), die Länge der Nacht und die Beleuchtungsstärke (ABRAHAMSON 1983). Bei steigendem und getrübttem Wasser nach starken Niederschlagsereignissen verlassen nur wenige Krebse ihr Versteck und fangen sich selten in den Reusen. Bei Bachbegehungen wurden oft an der gleichen Teststrecke zur gleichen Uhrzeit an zwei aufeinanderfolgenden Nächten sehr verschiedene Anzahlen von Tieren gezählt (um Faktor 10) (BOHL 1989).

Geschlechtsreife Weibchen tragen von November bis Juni die Eier mit sich. Eine Häutung während dieser Zeit hätte den Verlust der Eier zur Folge. Daher ist die Nahrungsaufnahme und damit die Aktivität bei eiertragenden Weibchen erheblich

verringert. Sie sitzen in ihrer Wohnhöhle und geraten selten in die Reusen. Nach dem Schlupf der Jungtiere und dem Abspringen der Jungen zeigen die Weibchen eine so lebhaftere Fressaktivität, dass sie kurzzeitig sogar erheblich häufiger im Freien herumlaufen als die Männchen. Nach dieser Phase machen sie auch die meist nur einmalige Häutung des Jahres durch. Die Zeit hoher Aktivität umfasst noch die Paarungszeit (Mitte bis Ende Oktober) und dauert bis zum Ansatz der Eier. Dann beginnt wieder die Phase der verborgenen und wenig aktiven Lebensweise. Im Gegensatz dazu sind die Männchen, abhängig von der Wassertemperatur, das ganze Jahr über mehr oder weniger aktiv, abgesehen von den kurzen Ruhephasen nach den Häutungen und während der im Winter reduzierten Nahrungsaufnahme (BOHL 1989). Das Aktivitätsmaximum der Männchen im Oktober hat seine Ursache in der Suche nach geschlechtsreifen Weibchen während der Paarungszeit (HOFMANN 1980).

Als Temperaturoptimum für die motorische Aktivität von Flusskrebse wird der Bereich von 15 bis 20 °C angegeben (KIVIVUORI 1980). Das Aktivitätsverhalten der Tiere ist aber nicht unmittelbar vom Temperaturverlauf abhängig, sondern wird hauptsächlich durch Paarungsverhalten und Häutungszyklus beeinflusst.

5.6.4 . Populationsdichte (Abundanz)

Im Unterschied zu den meisten Fischarten, welche zur Paarungszeit aktiv bestimmte Laichplätze im Gewässer aufsuchen, verbleiben die relativ ortsfesten Flusskrebse (CUCERZIS 1975) auch während der Paarungszeit im unmittelbaren Umfeld ihrer Wohnhöhle. Die Abundanz hat daher einen bedeutenden Einfluss auf den Fortpflanzungserfolg und somit auf die Überlebensfähigkeit einer Flusskrebspopulation. (BOHL 1989).

Die meisten Angaben über die Populationsdichte von *Astacus astacus* stammen aus Untersuchungen, die in Seen oder Teichen ermittelt wurden (vgl. ABRAHAMSON 1966 & 1971, HAASE 1989). Diese Angaben beziehen sich auf die gesamte besiedelbare Fläche im Profundal und sind für einen Vergleich mit Fließgewässerpopulationen nur bedingt geeignet. In bayrischen Fließgewässern wurden Krebsdichten von maximal 3.5 Tieren pro Meter Uferlänge ermittelt. Durchaus übliche Abundanzen in intakten Beständen liegen in der Größenordnung von 1 Tier pro Meter Uferlänge (BOHL 1989).

In finnischen Fließgewässern wurden ähnliche Dichten ermittelt (WESTMAN et al. 1986). In einem vom Autor untersuchten hessischen Bach werden Dichten von 2.2 Tieren pro Meter Uferlänge erreicht (GIMPEL 1995).

Wie bereits erwähnt wurde, hat die Populationsdichte einen nicht unerheblichen Einfluss auf den Reproduktionserfolg eines Krebsbestandes. Nach BOHL (1989) muss von einer kritischen Distanz von 20 bis 30 Metern zwischen den Einzeltieren einer Population ausgegangen werden. Leben die Tiere noch weiter auseinander, so stellt sich kein Fortpflanzungserfolg mehr ein und der Bestand erlischt. Sehr hohe Populationsdichten können durch Konkurrenz- und Störeffekte zu erheblichen Häutungsstörungen führen. Die Mortalität während der Häutung steigt an und es treten vermehrt Gliedmaßendefekte auf (BOHL 1989). Aussagen über kritische Populationsdichten, die über intraspezifische Konkurrenz zu einer ungünstigen Bestandsentwicklung führen, sind nur sehr schwer zu treffen. Ein Ansatz ist die Erfassung von Gliedmaßendefekten (HAASE 1989). So korreliert nach ABRAHAMSON (1966) die Anzahl der Gliedmaßendefekte mit der Populationsdichte. HAASE (1989) fand bei zwei Flusskrebsbeständen in aufgelassenen Kiesgruben Verletzungsraten von 26 bzw. 39 Prozent, bei einer Populationsdichte von 1 bzw. 2 Tieren pro Meter Ufersaum. In verschiedenen Seen in Südschweden wurden Verstümmelungsquoten (Scherendefekte) zwischen 25 und 55 Prozent gefunden (ABRAHAMSON 1966). In einem hessischen Fließgewässer wurden bei 31,7 % der Individuen Extremitätendefekte festgestellt (GIMPEL 1995).

Bei Untersuchungen über die Populationsdichte muss immer beachtet werden, dass ein erheblicher Anteil der Population mit der gebräuchlichen Reusenfang-Methode nicht erfasst wird. Auch wenn man Reusen mit einer entsprechend kleinen Maschenweite einsetzt, fangen sich keine juvenilen Krebse. Offenbar ignorieren die Jugendstadien den angebotenen Köder und begnügen sich mit dem natürlichen Nahrungsangebot im Gewässer (BOHL 1987). Die Jungtiere bevorzugen pflanzliche Nahrung und particuläres organisches Material (WESTMANN et al. 1986; BOHL 1989). Nach ABRAHAMSON (1966) und WESTMANN et al. (1986) liegt der Anteil von juvenilen, mit der herkömmlichen Fangmethode nicht erfassbaren Tieren, bei ca. 75 Prozent. CUCERZIS (1975) rechnet sogar mit einem Anteil von 90 Prozent. Die meisten

Angaben in der Literatur beziehen sich nur auf Tiere ab ca. 6 cm Körperlänge. Die tatsächliche Populationsdichte ist also sehr viel höher.

5.6.5. Fertilität

Edelkrebse erreichen die Geschlechtsreife unter mitteleuropäischen Klimabedingungen in der Regel im Herbst des 3. Lebensjahres (BOHL 1989). WESTMANN et al. (1986) nennt für die Männchen ebenfalls ein Alter von 3 Jahren und für die Weibchen ein Alter von 4-5 Jahren. Die Tiere erreichen in diesem Alter eine Körperlänge von 6-8 cm (ABRAHAMSON 1971). Bei zu niedrigen Temperaturen oder zu hohen Populationsdichten im Wohngewässer kann der Eintritt der Geschlechtsreife der Weibchen bis in das 6. Lebensjahr verzögert sein (WESTMAN et al. 1986).

Der prozentuale Anteil von Weibchen mit erfolgreichem Eiansatz kann je nach den gerade vorherrschenden Bedingungen sehr unterschiedlich sein. Unter günstigen Verhältnissen liegt der Anteil von eiertragenden Weibchen bei über 90 % aller geschlechtsreifen Weibchen (BOHL 1989). Die Angaben beziehen sich auf Versuchsteiche mit relativ optimalen Bedingungen in Süddeutschland. Unter Freilandbedingungen ist eine alljährliche Reproduktion der einzelnen Weibchen eher die Ausnahme. Nach QUENILD & SKURDAL (1986) werden normalerweise nur alle zwei Jahre Eier gelegt, und der Anteil von eiertragenden Weibchen schwankt von Jahr zu Jahr. In drei aufeinander folgenden Jahren lag der Prozentsatz bei 6.5 %, 30.4 % und 46.8 %. Die Zunahme der Fruchtbarkeit korreliert in dieser Untersuchung mit einer Abnahme der Populationsdichte. ABRAHAMSON (1972) nennt für verschiedene Gewässer in Schweden Fruchtbarkeitsraten von 53 % bis 97 %. Bei WESTMAN & PURSIAINEN (1982) schwanken die Angaben zwischen 69 % und 86 %. In einem Hessischen Fließgewässer wurde eine Fruchtbarkeitsrate (prozentualer Anteil von Weibchen mit Eiansatz am Gesamtbestand geschlechtsreifer Weibchen) von 41 % festgestellt (GIMPEL 1995).

Nach HOLDICH & LOWERY (1988) und QUENILD & SKURDAL (1986) hat die Populationsdichte einen entscheidenden Einfluss auf die Fruchtbarkeitsrate. Auch das Nahrungsangebot und die Temperatur spielen eine wichtige Rolle. Unter skandinavischen Bedingungen ist die Fruchtbarkeitsrate zumeist geringer als unter mitteleuropäischen (BOHL 1989). Der wichtigste dichteabhängige Faktor ist das

Angebot an Unterstands- und Versteckmöglichkeiten für die eiertragenden Weibchen. Intraspezifische Konkurrenz um Wohnhöhlen und der daraus resultierende Stress verhindern einen erfolgreichen Eiansatz oder führen zum Verlust der Eier während der langen Eitragzeit. Man kann daher von einem Selbstregulationsmechanismus sprechen (HOLDICH & LOWERY 1988), der die Populationsdichte nicht über ein gewisses Maß ansteigen lässt.

Die Anzahl von Eiern pro Einzeltier korreliert positiv mit der Körperlänge (QUENILD & SKURDAL 1986; ABRAHAMSON 1971; WESTMAN & PURSIANEN 1982; BOHL 1989). Nach QUENILD & SKURDAL (1986) bewegt sich die Anzahl der unter dem Pleon festgehefteten Eier zwischen 20 und 200. Laut ABRAHAMSON (1971) tragen die Weibchen je nach Körperlänge zwischen 70 und 100 Eiern.

Die Entwicklungsdauer und die Überlebensrate der Eier hängt entscheidend vom Temperaturregime des Gewässers ab (BOHL 1989). Ab einer Temperatur von 24 °C sterben die Eier am Muttertier, und es kommt nicht zum erfolgreichen Schlupf der Jungtiere (WUTZER 1988). Optimale Schlupfraten von bis über 90 % werden bei Temperaturen zwischen 18 und 20 °C erzielt (KELLER 1987). Nach dem Schlupf wirken sich vor allem große Temperaturamplituden ungünstig auf die Überlebensrate aus. Bei täglichen Temperaturschwankungen von 10 °C, eine Amplitude die man im Freiland wohl kaum antrifft, überleben nach zwei Wochen nur etwa 20 %. Hält man die Tiere bei einer konstanten Temperatur von 20 °C, so überleben ca. 55 %. Diese Grundmortalität von etwa 50 % in den ersten Wochen nach dem Schlupf wird hauptsächlich durch die häufigen Häutungen in dieser Zeit und durch die damit verbundenen Risiken verursacht (BOHL 1989).

Juvenile Flusskrebse sind den Nachstellungen von zahlreichen Fressfeinden ausgesetzt. Insbesondere räuberische Fischarten können den Bestand erheblich dezimieren. Nach einer Untersuchung von MOMOT (1967) in einem nordamerikanischen See werden ca. 19 % der ein- und zweijährigen Krebse durch Regenbogenforellen erbeutet. Laut HOLDICH & LOWERY (1988) kann man mit einer durchschnittlichen Überlebensrate der Jungtiere von etwa 10 % rechnen.

5.6.5. Wachstum, Altersstruktur und Bestandsgüte

Flusskrebse haben ein relativ massives Exoskelett. Sie können nur dann wachsen, wenn sie sich häuten. Das starre Exoskelett verhindert ein kontinuierliches Wachstum. Bei der Wachstumsgeschwindigkeit treten je nach Wohngewässer erhebliche Divergenzen auf (SMOLIAN 1926; DRÖSCHER 1906). Der wichtigste wachstumsbestimmende Faktor ist die Temperatur (HOLDICH & LOWERY 1988). Das Nahrungsangebot spielt in natürlichen Populationen eine eher untergeordnete Rolle, da die Nahrungsverfügbarkeit für die omnivoren Tiere selten zum limitierenden Faktor wird (BOHL 1989). Zwischen der Wachstumsrate bei 15 °C und der bei 20 °C sind keine signifikanten Unterschiede feststellbar. Bei einer Temperatur unter 10 °C ist kaum noch Wachstum erkennbar (PRATTEN 1980). Eine Erhöhung der Temperatur über 15 bis 20 °C hat also keine Zunahme der Wachstumsrate zur Folge.

Eine Steigerung der Wachstumsrate kann entweder durch einen Anstieg der Häutungsfrequenz oder durch eine Steigerung des Größenzuwachses zwischen den einzelnen Häutungen erreicht werden. Über den Einfluss der Temperatur auf das Wachstum gibt es sehr unterschiedliche Angaben in der Literatur. Nach PRATTEN (1980) wird die Zunahme der Wachstumsrate mit der Temperatur durch einen Anstieg der Häutungsfrequenz verursacht. Der Größenzuwachs zwischen den einzelnen Häutungen ändert sich nicht. Nach SHIMIZU & GOLDMANN (1983) wird der Anstieg der Wachstumsrate hauptsächlich durch die Steigerung des Größenzuwachses zwischen den Häutungen verursacht und nicht durch eine Zunahme der Häutungsfrequenz.

Juvenile Flusskrebse häuten sich im ersten Sommer nach Verlassen des Muttertieres etwa sieben- bis achtmal (Jahrgang 0+). Im 2. Lebensjahr sind 4 bis 5 Häutungen die Regel (Jahrgang 1+). Im 3. Lebensjahr werden normalerweise 3 Häutungen vollzogen (Jahrgang 2+). Ab dem 4. Lebensjahr häuten sich die Krebse meist zweimal pro Jahr. Geschlechtsreife Weibchen und ältere Männchen ab einem Alter von 5 bis 6 Jahren häuten sich nur noch einmal im Jahr (HOLDICH & LOWERY 1988; BOHL 1989). Der Zeitpunkt der ersten Häutung wird durch die Frühlingstemperaturen gesteuert. Edelkrebse erreichen ein Alter von bis zu 10 Jahren (BOHL 1989). Eigene Untersuchungen belegen ein Alter von bis zu 15 Jahren (GIMPEL 2002).

Wie bereits erwähnt wurde kann die Größenzunahme zwischen den einzelnen Häutungen je nach Temperaturregime des Wohngewässers unterschiedlich sein. Nach QUENILD & SKURDAL (1986) beträgt der mittlere Größenzuwachs bei den Männchen 4.5 mm und bei den Weibchen 4 mm. Die Angaben beziehen sich auf die Carapaxlänge, und die Daten wurden an einem See in Südnorwegen erhoben. Für Deutschland muss man von etwas höheren Werten ausgehen. Eine mittlere Zunahme von 5 mm erscheint realistisch. Die Größenzunahme pro Häutung ist ihrerseits alters- bzw. größenabhängig. Nach MASON (1975) schwankt der Größenzuwachs zwischen 1 mm bei 1 cm großen Tieren und 8.4 mm bei 7 cm großen Tieren. Ab einer Größe von ca. 7 cm nimmt der Zuwachs allmählich wieder ab und beläuft sich bei 10.5 cm Größe auf nur noch 3 mm. Die mittleren Jahrgänge haben also den größten Zuwachs pro Häutung. Die Angaben beziehen sich auf eine Population von *Pacifastacus leniusculus trowbridgii* (STIMPSON, 1857) und sind nicht unbedingt auf *Astacus astacus* übertragbar. *Pacifastacus leniusculus* gilt als schnellwüchsige Art (HOLDICH & LOWERY 1988).

In Tabelle 2 sind verschiedene Literaturangaben über den Zusammenhang zwischen Körperlänge und Alter der Krebse zusammengefasst. Sie sollen die Ableitung der Altersstruktur aus der Häufigkeitsverteilung von Carapaxlängen ermöglichen.

Tabelle 2: Zusammenstellung von Literaturangaben über den Zusammenhang zwischen Körperlänge und Alter der Krebse (Angaben in mm)

	+0	+1	+2	+3	+4	+5	+6
Bohl (1989) Süd- deutschl.	- -	23-45 23-45	41-65 41-65	60-105 50-100	65-115 45-95	100-130 85-115	- -
Haase (1989) Ost- deutschland	- -	45 45	66 66	90 77	112 102	127 118	137 121
Westman (1986) Finnland	13-17 13-17	25-45 25-41	46-62 42-56	63-77 57-68	78-86 69-77	- -	- -
Järvekülg (1958) Estland	24 24	30-46 30-42	50-80 49-74	77-95 78-89	101-110 92-99	115-121 113	- -
Abrahamson(1971) Schweden	23 23	49 47	72 70	- -	- -	- -	- -

Tabelle 3: Zusammenhang zwischen Gewicht und Alter der Krebse (aus CUKERZIS 1975; Angaben in g)

	+0	+1	+2	+3	+4	+5	+6	+7
Männchen	0.22	1.0	5.0	15.0	27.7	41.0	61.3	88.5
Weibchen	0.22	1.0	4.5	12.8	19.8	29.3	-	-

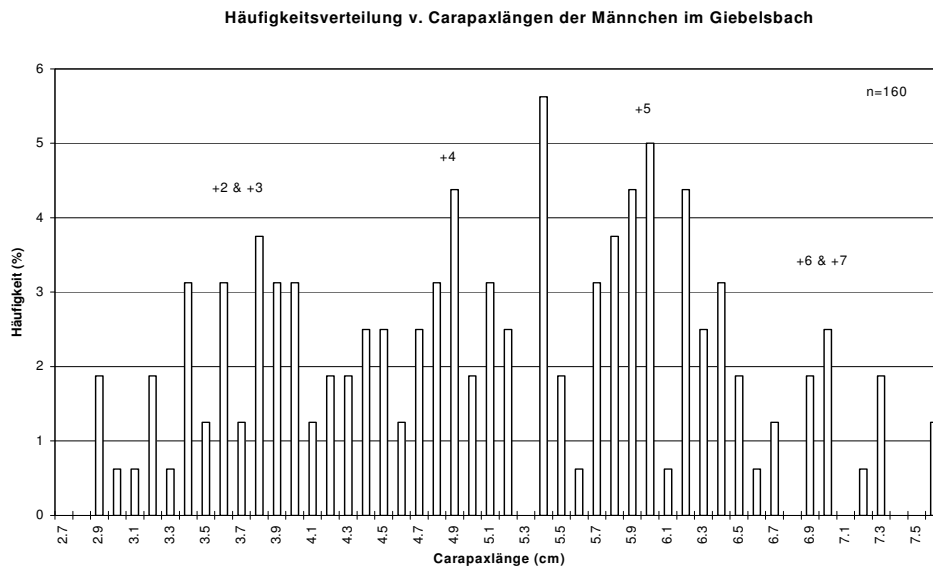
Die Größenangaben von BOHL (1989) wurden mit Hilfe von 5 Versuchsteichen erstellt. In je einem gesonderten Versuchsteich wurde jährlich Krebsbrut ausgesetzt, so dass die Möglichkeit bestand, bei den herbstlichen Kontrollabfischungen die Jahrgänge getrennt zu vermessen. Die Werte repräsentieren also die tatsächliche Spannweite der Größenverteilung von einzelnen Jahrgängen. Im Unterschied dazu wurden die Werte von HAASE (1989), WESTMAN et al. (1986), JÄRVEKÜLG (1958) und ABRAHAMSON (1971) aus der jeweiligen Größenverteilung der Gesamtpopulation abgeleitet. Es handelt sich daher nur um Schätzwerte.

Wie die Angaben von BOHL (1989) zeigen, ist die Variabilität der Körperlänge in allen Jahrgängen beträchtlich. Die Längenverteilungen aufeinanderfolgender und teilweise zwei Jahre auseinanderliegender Jahrgänge überlappen sich, so dass die Zuordnung eines einzelnen Individuums zu einer Altersgruppe ohne Kenntnis der Längenverteilung seiner Altersklasse nicht möglich ist. Neben einer hohen genetischen Variabilität bezüglich der Wachstumskapazität kann hierbei der Umstand eine Rolle spielen, dass das zusätzliche Absolvieren bzw. Auslassen eines Häutungsschrittes zu erheblichen Differenzen der Körperlängen innerhalb einer Altersgruppe führt. (BOHL 1989).

Ab einem Alter von 3 bis 4 Jahren sind die Weibchen deutlich kleiner und leichter als gleichaltrige Männchen. Diese Diskrepanz wird hauptsächlich durch den unterschiedlichen Häutungszyklus der beiden Geschlechter verursacht (BOHL 1989). Geschlechtsreife Weibchen häuten sich nur einmal pro Jahr, meist im Spätsommer. Eine Frühjahrshäutung wird durch den Eibesatz verhindert. Die Weibchen bleiben deshalb im Wachstum hinter den gleichaltrigen Männchen zurück, die in diesem Alter in der Regel 2 Häutungen durchlaufen. Nach HAASE (1989) spielt auch die α -Stellung der Männchen bei der Nahrungssuche eine Rolle.

Am Beispiel der Untersuchung eines Edelkrebsbestandes in Hessen (GIMPEL 1995) kann gezeigt werden, wie schwierig die Ableitung der Altersklassenstruktur aus der Größenklassenstruktur ist (Grafik 1) Die ältesten Tiere sind wahrscheinlich mindestens 7 Jahre alt. Tiere mit einem Alter von 4 bis 5 Jahren sind besonders häufig. Auch die Jahrgänge 2+ und 3+ stellen einen erheblichen Anteil. Der Bestand hat offenbar ein sehr gutes Reproduktionsvermögen. Exakte Grenzen zwischen den

Altersgruppen können wegen der breiten Überlappungszonen zwischen den Jahrgängen nicht angegeben werden. Juvenile Tiere der Jahrgänge 0+ und 1+ konnten nicht erfasst werden.



Grafik 1: Graphische Ableitung der Altersstruktur aus der Häufigkeitsverteilung von Carapaxlängen der Männchen aus dem Giebelsbach (aus GIMPEL 1995).

Eine Ableitung der Altersstruktur aus der Häufigkeitsverteilung von Größenklassen ist aus den bereits genannten Ursachen äußerst schwierig und wenig verlässlich. BOHL (1989) hat deshalb ein Verfahren vorgeschlagen, dass eine Bestandsgütebeurteilung unabhängig von der genauen Altersstruktur ermöglicht. Die Methode wird durch Erfahrungswerte aus der Bestandserfassung an über 100 Freilandpopulationen gestützt. Abbildung 55 zeigt eine logarithmische Hilfskurve zur Bestandsgütebeurteilung nach BOHL (1989). Mit zunehmendem Stichprobenumfang steigt auch die Anzahl von Größenkategorien. Ergebnisse die oberhalb der idealisierten Hilfskurve liegen, deuten auf einen intakten Bestand mit einer günstigen Altersstruktur hin. Liegt die Anzahl von erfassten Größenkategorien pro Stichprobenumfang unterhalb der Hilfskurve, so handelt es sich wahrscheinlich um einen gestörten Bestand. Es werden nur Tiere ab einer Körperlänge von 6 cm mit einbezogen. Bohl empfiehlt eine Klassenbreite von 5 mm bezogen auf die Gesamtkörperlänge. Da die Carapaxlänge der halben Körperlänge entspricht (HOLDICH & LOWERY 1988), wurde eine Klassenbreite von 3 mm verwendet. Die Wahl dieser Klassenbreite ergibt eine eher pessimistische Einschätzung.

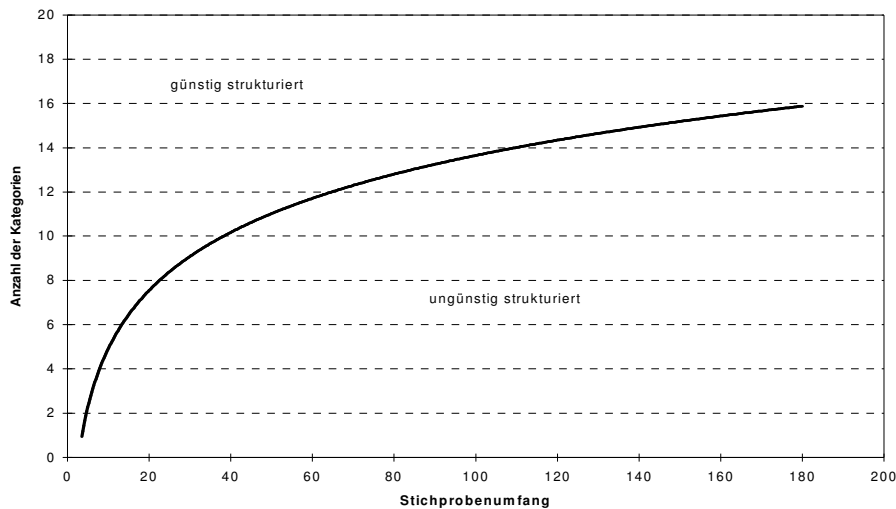


Abb.55: Hilfskurve zur Beurteilung der Altersstruktur von Edelkrebspopulationen in Abhängigkeit des Stichprobenumfangs (verändert nach BOHL 1989)

Bewertungsrahmen

Der Bewertungsrahmen muss also auf folgenden Parametern aufbauen:

- Gewässerstruktur, Uferstruktur und Strömungsverhältnisse
- Aktivitätsmuster im zeitlichen Verlauf
- Populationsdichte
- Reproduktionsstatus
- Altersklassen bzw. Größenklassenstruktur

Die Erforderlichen Parameter der Populationsstruktur können nur durch Fang-Wiederfang-Studien an zumindest 3 Fangtagen erhoben werden. In den meisten Gewässern muss mit Reusen gearbeitet werden. Nur bei gut einsehbaren Fließgewässern können auch Nachtbegehungen erfolgreich sein. Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur sollte mit Hilfe der standardisierten Gewässerstrukturgütekartierbögen der LAWA erfolgen.

Als Leitbild kann der strukturreiche, sommerwarme Niederungsbach mit lehmigen Ufern abgeleitet werden. Der schematisierte Bewertungsrahmen befindet sich im Anhang.

6. Gefährdungsfaktoren und –ursachen

Die größte Gefährdungsursache für Edelkrebsbestände ist die Krebspest. Diese Pilzerkrankung wird durch den parasitoiden Oomyceten *Aphanomyces astaci* aus der Familie der Saprolegniaceae hervorgerufen. Die Krankheit wurde wahrscheinlich mit infizierten Kamberkrebsen (*Orconectes limosus*) Mitte des 19. Jahrhunderts nach Europa importiert und führte um 1860 zuerst in Italien zu dokumentierten Krebssterben (SELIGO 1895). Die Infektion breitete sich in den anschließenden Jahrzehnten über ganz Eurasien aus und vernichtete auch den Großteil der mitteleuropäischen Populationen. Um 1860 trat die Seuche zunächst in der Lombardei auf, um 1870 im südlichen Frankreich sowie 1875 in Ost- und Mittelfrankreich. 1878 war Baden, 1879 Oberösterreich und um 1880 Bayern betroffen. Von 1881-1883 ging der Seuchenzug über Brandenburg, Pommern und das Odergebiet. 1884 wurde die Weichsel überschritten und 1890 trat die Seuche in den Masurischen Seen auf. Im Jahre 1890 übertrat die Krebspest von Ostpreußen aus die russische Grenze, um im Herbst 1892 am Kaspischen Meer aufzutreten (SCHIKORA 1926, HOFMANN 1980, DAHLE 1982).

Der Pilz dringt zuerst in die Kutikula der Gelenke und Intersegmentalhäute ein, wuchert im Mixocoel und führt innerhalb weniger Tage zum Tod des infizierten Krebses. Die Ausbreitung erfolgt über bewegliche und begeißelte Zoosporen, die ohne Wirt ca. sieben Tage überleben können. Während Edelkrebspopulationen nach Tagen bis Wochen zusammenbrechen, besitzen amerikanische Krebsarten eine gewisse Immunität. Sie haben in der Regel genug Immunkompetenz, um die Pilzhyphen schon in der Kuticula einzukapseln, so dass die Krankheit nicht zum Ausbruch kommt. Diese infizierten aber nicht erkrankten Krebse sind als Vektor der Krebspest von besonderer Bedeutung. Sie sind Dauerausscheider von Zoosporen und können die Krankheit über Besatz und Migration weiter verbreiten. Die Infektion kann aber auch durch Wassergeflügel, Angelgerät, Netze, Gummistiefel, Boote usw. verbreitet und übertragen werden, wenn genug Restfeuchte zum Überleben der Pilzsporen vorhanden ist (OIDTMANN 1996, 1997). Nach Auffassung des Autors spielt aber auch insbesondere das Transportwasser von Besatzfischen eine große Rolle für die Verbreitung der Krankheit, wenn in den Herkunftsgewässern der Fische infektiöse Krebse leben. Nur so kann die rasche und weiträumige Ausbreitung der Krebspest bei weitgehend voneinander isolierten Populationen hinreichend erklärt werden.

HALDER & AHNE (1989) konnten nachweisen, dass der Erreger der Krebspest auch auf Fischeschuppen übertragbar ist.

Edelkrebse haben eine substratgebundene Lebensweise und graben Uferhöhlen. Sie sind standorttreu, werden relativ alt und besitzen nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit. Diese Eigenschaften machen sie gegenüber Gewässerausbaumaßnahmen besonders empfindlich. Schon BRAUN (1943) beschreibt die Beeinträchtigung des Krebsbestandes im Oberlauf der Salzböde im Zusammenhang mit der Begradigung und dem Ausbau des Gewässers in den dreißiger Jahren des letzten Jahrhunderts. JUNGBLUTH (1973) schildert den Totalverlust ganzer Bestände im Vogelsberg durch Ausbaumaßnahmen im Zusammenhang mit der Flurbereinigung. Auch das Ausbaggern von Mühlgräben vernichtete oder beeinträchtigte die dort noch vorhandenen Restbestände. Nach Augenzeugenberichten wurden teilweise ganze Populationen weg gebaggert und zusammen mit den abgetragenen Ufersubstraten abtransportiert.

In der Folge boten die begradigten und verbauten Gewässer oftmals keinen Lebensraum mehr für die überlebenden Individuen. Die hohen Sohl Schubspannungen bei beschleunigtem Abfluss und die mehr oder weniger versiegelten Ufer verhindern eine Erholung und erneute Etablierung der beeinträchtigten Populationen.

Edelkrebse sind gegenüber den direkten toxischen Wirkungen von Stickstoffverbindungen wie Nitrit und Ammoniak bzw. Ammonium weniger empfindlich als die Bachforelle. Eine dauerhafte Belastung mit diesen Stoffen kann aber die Kondition von Krebsbeständen erheblich beeinträchtigen (BOHL 1989). Insbesondere für Nitrit sind aber auch akute toxische Wirkungen nachweisbar (BEITINGER & HUEY 1981). Das Milieu in eutrophierten Gewässern begünstigt zusätzlich das Wachstum von pathogenen Pilzen und Bakterien. Insbesondere Mikroben wie *Thelonina contejeani* und die Pilze aus der Gruppe der Saprolegniales bedrohen die durch Abwasserbelastung geschwächten Bestände (VEY 1981). Bei Belastungen durch häusliche Abwässer sind also insbesondere die subletalen Wirkungen von großer Bedeutung. Dabei darf jedoch nicht vergessen werden, dass in den Jahrzehnten nach dem 2. Weltkrieg viele Gewässer wesentlich stärker mit

Siedlungsabwässern belastet waren als heute. In der Folge kam es häufig zu Totalverlusten der Fisch- und Krebsfauna, z.B. auch durch illegale Gülleeinleitung aus der Landwirtschaft.

Ein besonders wichtiger Gefährdungsfaktor für Edelkrebsbestände ist der Einsatz von Bioziden in der Land- und Forstwirtschaft. Insbesondere Insektizide sind für den Arthropoden extrem toxisch und wirken schon in geringen Konzentrationen. Während diffuse Einträge subletale Wirkungen zeigen, können punktuelle Einleitungen ganze Populationen innerhalb kurzer Zeit vernichten. Laboruntersuchungen zeigen, dass Flusskrebse sehr empfindlich auf nur geringe DDT Konzentrationen reagieren (AIRAKSINEN 1977). Dasselbe gilt für Lindan (CEBRAN 1993) und verschiedene Pyrethroide (SUNDARAM 1991). Viele Restbestände in den kleineren Oberläufen verschwanden und verschwinden in Folge von Insektizideinträgen. Während Fische und Makrozoobenther das verlorene Areal relativ schnell wieder besiedeln können, sind die wenig mobilen Krebse dazu nicht in der Lage.

Die im Gewässer vorhandenen Fische beeinflussen je nach Artenzusammensetzung, Dichte und Altersstruktur sehr wesentlich den Bestand von Flusskrebsen. Als Mechanismen der Beeinflussung kommen in erster Linie Predationsdruck, Konkurrenz um Nahrung und Raum, sowie auch die Möglichkeit der Übertragung von Parasiten und Krankheiten in Frage.

Grundsätzlich kommt fast jede Fischart als potentieller Predator der Krebsbrut in Betracht. Die Auswirkung auf den Bestand ist in erster Linie von den Dichte- und Größenverhältnissen und der Verfügbarkeit von Verstecken und Strukturen abhängig. Reichhaltig strukturierte Gewässer bieten den Krebsen auch mehr Schutz vor Fraßfeinden.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist das tageszeitliche Aktivitätsmuster der Fische. Bei Anwesenheit von bei Licht jagenden Predatoren (Forelle, Barsch, Hecht usw.) kann sich wegen der zeitlichen Separierung ein Krebsbestand halten, selbst wenn gelegentlich einzelne Krebse erbeutet werden (MOMOT 1967, DELHI 1981). Diese Arten können als Mitglieder einer im Laufe der Evolution etablierten und aufeinander abgestimmten Lebensgemeinschaft angesehen werden. Problematisch wird die

Situation, wenn bei Nacht jagende Fische auftreten. Besonders der Aal kann Krebsbestände stark dezimieren, da er seiner Beute in Höhlen und Unterstände nachkriecht (SVÄRDSON 1972).

In naturnah bewirtschafteten Fischbeständen einheimischer Arten findet häufig eine Selbstregulation der Dichte statt. Ein typisches Beispiel hierfür ist die Bachforelle, die auf Grund ihres aggressiven und territorialen Verhaltens ihre Dichte und damit den Fraßdruck selbst beschränkt. Störungen in diesem Gleichgewicht kann es geben, wenn im Zuge des Fischbesatzes zu viele oder durch die teichwirtschaftliche Zucht im Verhalten veränderte Fische eingebracht werden (BOHL 1989).

Zusammenfassend können folgende Gefährdungsursachen genannt werden:

- Ausbreitung der Krebspest durch allochthone Krebsarten, Besatzfische, Fischtransportwasser, Angelgeräte, Netze, Reusen, Gummistiefel, Wassersportgeräte, Wassergeflügel.
- Gewässerausbaumaßnahmen, Gewässerräumung, Gewässerbegradigung.
- Erhöhte Sohlschubspannungen in Folge von Ausbaumaßnahmen.
- Verringerung der Immunkompetenz durch Einleitung von Siedlungsabwässern.
- Letale und subletale Wirkung von Industrieabwässern.
- Direkte und indirekte toxische Wirkungen von Ammonium und Nitrit in Folge von Einleitungen aus der Landwirtschaft (Gülle).
- Diffuser und punktueller Eintrag von Bioziden, insbesondere von Insektiziden und Acariziden, mit subletalen und letalen Wirkungen.
- Zu dichter Besatz mit Raubfischen.

Die verschiedenen Gefährdungsfaktoren und –ursachen wirken oft in Kombination und verstärken sich gegenseitig.

7. Grundsätze für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen

Wie bereits dargelegt besteht die größte Gefahr für Edelkrebsbestände im erneuten Ausbruch der Krebspest. Besonders gefährlich ist der unkontrollierte Besatz mit fremdländischen Krebsarten, die Dauerausscheider von Zoosporen sein können, ohne selbst zu erkranken. Die ursprünglich amerikanischen Krebsarten Kamberkreb (*Orconectes limosus*) und Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), in jüngerer Zeit auch der amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarcii*), werden immer noch vereinzelt von Fischzuchten und Fischhändlern angeboten und verkauft. Neben diesen professionellen Handelswegen spielt aber auch die Austausch- und Besatzpraxis von Fischereiberechtigten und Aquarianern eine entscheidende Rolle. Die Fischereiberechtigten wissen oft nicht genau welche Arten sie besetzen. Sie handeln oft in guter Absicht, ohne zu erkennen, dass sie Neozoen in ihre Gewässer einbringen. Die Aquarianer setzen Krebse im Freiland aus, wenn z.B. nicht mehr genug Platz im heimischen Aquarium vorhanden ist. Ein aktuelles Beispiel ist das Vorkommen des Kalikokrebse im Rhein (KORTE pers. Mitt.). Wie in Kapitel 6 beschrieben kann aber auch der ganz normale Fischbesatz zur Verbreitung der Krebspest beitragen, wenn in den Herkunftsgewässern infizierte Krebse leben. Die einzige Lösung des Problems liegt in einer intensiven Öffentlichkeitsarbeit. Eine wichtige Rolle könnten hierbei Fischereiverbände und Aquarienvereine spielen, um die entsprechenden Informationen zu multiplizieren. Von behördlicher Seite sollten Fischzuchtbetriebe und Händler auf das Problem aufmerksam gemacht werden. Denkbar wäre z.B. eine Zertifizierung als krebspestfreier Betrieb.

In jüngerer Zeit wird insbesondere die Frage der linearen Durchgängigkeit im Zusammenhang mit Flusskrebsen diskutiert (GROß 2003). Edelkrebspopulationen konnten oft nur deshalb überleben, weil sie durch Querbauwerke oder Verrohrungen gegen den Unterlauf isoliert waren. Die Krebspest konnte sich in diesen Fällen nicht im gesamten Gewässersystem ausbreiten. Tatsächlich überlebten viele Edelkrebsbestände nur im Oberwasser von oberflächigen Mühlen oder anderen Strukturen, welche die lineare Durchgängigkeit des Gewässers unterbrachen. Das Streben nach linearer Durchgängigkeit von Fließgewässern und Artenschutzbemühungen für einheimische Krebse können also oft nicht zur Deckung gebracht werden. Zunehmende Durchgängigkeit verbessert den Lebensraum für Fische, insbesondere für anadrome und katadrome Arten, erhöht aber gleichzeitig

das Risiko für die Ausbreitung der Krebspest und damit das Aussterberisiko der bisher isolierten Edelkrebspopulationen. Beide Aspekte sollten in jedem Einzelfall überprüft und gegeneinander abgewogen werden.

Die Verbesserung der Wasserqualität hinsichtlich der Einleitung von Siedlungs- und Industrieabwässern hat nach wie vor eine zentrale Bedeutung für den Erhalt von Edelkrebsbeständen. Besonders Stoßbelastungen bei Starkregenereignissen und punktuelle Einleitungen sollten abgepuffert und vermindert werden. Im direkten Einzugsgebiet von Edelkrebsgewässern muss der Einsatz von krebsschädlichen Bioziden unterbleiben.

Intakte Krebsbestände werden überwiegend in Gewässern gefunden, deren Umfeld nur extensiv genutzt wird. Besonders Uferschutzstreifen bewirken eine Abschirmung des Wasserkörpers gegen negative Einflüsse aus der Landwirtschaft. Im günstigsten Falle ist der Uferstreifen mit typischen Ufergehölzen wie Erle und Weide bestockt. Die Gehölze bewirken eine Beschattung des Gewässers im Sommer und verhindern so eine zu starke Erwärmung des Wasserkörpers. Zusätzlich kann das dichte Wurzelwerk der Erle als Unterstand genutzt werden, und die Krebshöhlen im Uferbereich sind besser gegen Erosion geschützt (BOHL 1989).

Der Edelkrebs kann in Fließgewässern mit ihren z.T. sehr hohen Fließgeschwindigkeiten nur überleben, wenn entsprechend große Tiefen- und Breitenvarianzen vorhanden sind. In strömungsberuhigten Kolken und Gumpen findet er Schutz vor zu hohen Sohlschubspannungen. Die mittel und langfristige Verbesserung der Gewässerstrukturgüte ist somit auch ein wichtiges Anliegen des Krebschutzes. Ein zumindest kleinräumiger Prozessschutz kann die Lebensbedingungen der Krebspopulationen langfristig günstig beeinflussen. Räumung und Ausbau der Krebsgewässer müssen unbedingt verhindert werden. Hierzu gehört auch das Entfernen von Totholz. Die kleinräumigen Verklausungen durch Totholzansammlungen verursachen oft erstaunlich schnell große Tiefenvarianzen und eine entsprechende Heterogenisierung des Strömungsgeschehens.

Edelkrebse sind wegen ihrer standorttreue und geringen Ausbreitungsfähigkeit kaum in der Lage verlorenes Areal neu zu besiedeln. Die verbliebenen Restbestände unterliegen einem hohen Aussterberisiko. In diesem Zusammenhang können Wiederbesiedlungsmaßnahmen hilfreich sein. Im Idealfall sollte autochthones Besatzmaterial des entsprechenden Einzugsgebietes verwendet werden, um den Genpool der Art zu erhalten. Entsprechende Artenschutzkonzepte wurden bereits erarbeitet und umgesetzt (GIMPEL 2004). Im Rahmen des Artenschutzprojektes Edelkrebs im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön wurde zunächst die Gebietskulisse der Hessischen Rhön auf vorhandene Krebsbestände untersucht. Die Bestandserfassung erfolgte an 50 ausgewählten Gewässerabschnitten. Auf Grundlage der Kartierung wurden geeignete Besatzstrecken ausgewählt, die nicht mit fremdländischen Krebsarten besiedelt sind. In einer zweiten Phase wurden 8 Gewässerabschnitte ausgewählt, die hinsichtlich der Gewässerstruktur, Gewässergüte (Saprobienindex), Strömungsgeschwindigkeit, Fischfauna usw. als besonders geeignet für einen Edelkrebsbesatz erschienen. Im Herbst 2004 konnten die ersten Edelkrebse ausgesetzt werden. Wichtig ist die Etablierung von isolierten Einzelvorkommen vor dem Hintergrund der seuchenepidemiologischen Erfordernisse hinsichtlich der Krebspest (GIMPEL & KREMER 2001).

Zusammenfassend sollten folgende Grundsätze für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen gelten.

- Verbot des Besatzes mit fremdländischen allochthonen Krebsarten
- Abwägung der linearen Durchgängigkeit hinsichtlich der Isolationswirkung von Querbauwerken
- Langfristige Verbesserung der Wasserqualität in Bezug auf Siedlungs- und Industrieabwassereinleitungen
- Extensivierung der Landwirtschaft im Umfeld von Edelkrebspopulationen
- Verbot des Einsatzes von Bioziden, insbesondere von Insektiziden im Umfeld von Edelkrebspopulationen
- Etablierung eines mindestens fünf Meter breiten Uferschutzstreifens
- Verbesserung der Gewässerstrukturgüte durch einen zumindest kleinräumigen Prozessschutz

- Wiederbesiedlungsmaßnahmen mit autochthonem Besatzmaterial des entsprechenden Einzugsgebietes

Mittel- und Langfristig kann nur eine Kombination der verschiedenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen zum Erfolg führen.

8. Vorschläge und Hinweise für ein Monitoring nach der FFH-Richtlinie

Die Bestandsüberprüfung sollte alle 2 bis 3 Jahre durchgeführt werden, da die Populationen einem hohen Aussterberisiko unterworfen sind. Der Fang der Tiere ist in den meisten besiedelten Gewässern nur mit beköderten Reusen möglich. Nachtbegehungen sind nur in flachen, gut einsehbaren Fließgewässern sinnvoll. Die Populationsdichte kann nur mit Fang-Wiederfang-Verfahren bestimmt werden. Hierzu sind mindestens 3 Fangtage erforderlich. Als Erfassungszeitraum werden die Monate Juli bis Oktober empfohlen.

9. Offene Fragen und Anregungen

Die Untersuchung zeigt, wie wenig über die aktuelle Bestandssituation des Edelkrebsses in Hessen bekannt ist. Solide und nachvollziehbare Geländenachweise sind eher die Ausnahme. Hinzu kommt die zunehmende und unklare Verbreitung krebsepestübertragender amerikanischer Krebsarten (*Orconectes limosus*, *Orconectes immunis*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*). Nach Auffassung des Autors und nach der vorläufigen Auswertung der Fragebogenaktion, ist z. B. der Signalkrebs in Hessen weiter verbreitet und häufiger als der Edelkrebs. Edelkrebs- und Steinkrebsbestände können nur sinnvoll geschützt werden, wenn die Verbreitung dieser Neozoen bekannt ist. In diesem Zusammenhang ist die detaillierte Kartierung von Gewässersystemen, in denen einheimische Krebsarten nachgewiesen wurden, besonders wichtig.

10. Literatur

ABRAHAMSON, S. 1966: Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* L.- Oikos 17, p 96-107.

ABRAHAMSON, S. 1971: Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond.- Oikos 22, 337-380.

ABRAHAMSON, S. 1972: Fecundity and growth of populations of *Astacus astacus* with special reference to introductions in Northern Sweden.- Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm, 52, p 23-37.

ABRAHAMSON, S. 1983: Trappability, locomotion and the diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* Dana.- Freshwater Crayfish 5, Ed.: Charles R. Goldman, Davis, USA, p 239-253.

AIRAKSINEN, M. 1977: Distribution of DDT in the crayfish *Astacus astacus* L. in acute test. Freshwater crayfish III, p 349-356.

ALBRECHT, H. 1983: Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flußkrebse.- Spixiana 6, p 61.77.

ALTMOOS, M. 1997: Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz. Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- HGON-Eigenverlag, Echzell, pp 235.

AMBÜHL, H. 1959: Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor.- Z. Hydrol. 21, p 133-264.

BEITINGER, T & HUEY, D. 1981: Acute toxicity of nitrite to crayfish *Procambarus simulans* in varied environmental conditions.- Environ. Pollut. Ser. a. Ecol. Biol. 26, 4, p 305-312.

- BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. 1998: Rote Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands.- Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- BIRSTEIN, M.C. & WINOGRADOW, L. 1934: Die Süßwasserdekapoden der UDSSR und ihre geographische Verbreitung. – Zool. J. Moscow 13, p 39-70.
- BOHL, E. 1987: Probleme und Möglichkeiten des angewandten Artenschutzes am Beispiel der Flußkrebse.- Fischer & Teichwirt 8, p 242-246.
- BOHL, E. 1987: Gewässereigenschaften als Voraussetzung für den Erhalt von Flußkrebsbeständen.- Alpenfisch 87, Tagungsbericht, p 114-128.
- BOHL, E. 1989: Crayfish stock and culture situation in Germany.- Crayfish Culture in Europ. Report from the EIFAC Workshop on freshwater crayfish culture, Nov. 1987, Trondheim, Norwegen, p 87-91.
- BOHL, E.. 1989: Comparativ studies on crayfish brooks in Bavaria, *Astacus astacus* L. and *Austropotamobius torrentium* (Bott).- Freshwater Crayfish 7, Ed.: P. Goeldlin de Tiefenau, Lausanne, Schweiz, p 287-294.
- BOHL, E. 1989: Neuere Erkenntnisse über die Situation der Flußkrebse in Bayern.- Bayrische Fischereigespräche.
- BOHL, E. 1989: Untersuchungen an Flußkrebsbeständen.- Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, Versuchsanlage Wielenbach, pp 285.
- BOHL, E. & Lehmann R. 1989: Zur Bedeutung der Struktur von Fließgewässern für das Fischleben.- Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 46, p 27- 41.
- BOTT, R. 1950: Die Flusskrebse Europas. – Abh. Senkenberg. Naturf. Ges. 483, pp 36.
- BRAUCKMANN, U. & PINTER , I. 1997: Concept for an integrated ecological evaluation of running waters.- Acta hydroch. Hydrobiol. 25, p 113-127.

BRAUN, W. 1943: Die Fischerei in Kurhessen. Eine biologisch-statistische Untersuchung. – Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften. Band XLI, Heft 2. pp 247.

CEBRIAN, C. 1992: Acute toxicity and oxygen consumption in the gills of *Procambarus clarkii* in relation to chloropyrifos exposure. – Bull. Of Environmental Contamination and Toxicology, 49, p 145-149.

CUKERZIS, Ya. 1975: Die Zahl Struktur und Produktivität der isolierten Population von *Astacus astacus* L.- Freshwater Crayfish 2, Ed.: J.W. Avault, Baton Rouge, USA, p 513-528.

DAHLE, J. 1982: Mykosen bei Krebsen - eine Literaturübersicht. – Deutsche Tierärztliche Wochenzeitschrift, 89, p 46-50

DARSCHNIK, S. & SCHUMACHER, H. 1987: Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen.- Arch. Hydrobiol., 110, p 409-439.

DELHI, E. 1981: Perch and freshwater crayfish. – Fauna (Blindern) 34 (2), p 64-67.

DIEM, H. 1964: Beiträge zur Fischerei Nordtirols.- Veröff. Mus. Ferdinandeum 43, p 70-85.

DRÖSCHER, W. 1906: Der Krebs, seine Pflege und sein Fang.- Verlag Neumann, Neudam, pp 171.

GIMPEL, K. & KREMER, M. 2001: Entwicklung eines Artenschutzkonzeptes für den Edelkreb (*Astacus astacus* L.) im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön.- Jahrbuch Naturschutz in Hessen 6, Zierenberg, p 25-27.

GIMPEL, K. 2002: Populationsökologische Untersuchungen an isolierten Edelkrebsbeständen (*Astacus astacus* L.) in Fließgewässern. - Tagungsband DGL Tagung 2002, Braunschweig

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

HAASE, T. 1989: Zur Ökologie und Verbreitung des Edelkrebses *Astacus astacus* L. in der DDR.- Hercynia 26, p 36-57.

HALDER, M. & AHNE, W. 1989: *Astacus astacus* identified as IPNV- Vektor. – Freshwater crayfish VII, p 303-308.

HAZLETT, B., RITTERSCHOF, D., AMEYAW-AKAMUFI, C. 1979: Factors affecting the daily movement of the crayfish *Orconectes virilis* Decapoda Cambaridae.- Crustaceana (Leiden) Suppl. 5, p 121-130.

HOFMANN, J. 1980: Die Flußkrebse.- Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, pp 110

HOHENLEITNER, W. 1967: Das Tiroler Fischereibuch Maximilians 1.- Verlag Styria, Graz-Wien-Köln, pp 173.

HOLDICH, D.M. & LOWERY, R.S. 1988: Freshwater crayfish, biology, management and exploitation.- Timber Press, Portland, USA.

HYNES, H. 1979: The ecology of running waters.- Liverpool Press, pp 555.

JÄRVEKÜLG, A. 1958: Jöevähk Eestis. Biologia ja tööndulik tähtsus.- Eesti NSV Teaduste Akad. Zool. ja Bot. Inst. Tartu, pp185.

JUNGBLUTH, J. 1973: Über die Verbreitung des Edelkrebse *Astacus astacus* (Linnaeus 1758) im Vogelsberg, Oberhessen (Decapoda, Astacidae). – Philippia, II/1, p 39-43.

JUNGBLUTH, J. 1975: Die rezente Verbreitung der Flusskrebse in Hessen (Decapoda: Astacidae). – Hydrobiologia vol. 46, 4 pag, p 425-434.

JUNGBLUTH, J.H. 1978: Fundortkataster der BRD, Teil 6: Regionalkataster des Landes Hessen, Flußkrebse von Hessen.- P. Müller, Universität Saarbrücken, p 90-104.

JUNGWIRTH, M. 1984: Auswirkungen von Fließwasserregulierungen auf Fischbestände 2.- Wasserwirtschaft Wasservorsorge, österr. Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, pp 188.

KELLER, M. 1987: Erbrütung von europäischen Edelkrebse (*Astacus astacus* L.) und Suche nach einer wirtschaftlich interessanten Bestandsdichte bei der Aufzucht von Sömmerlingen für Besatzzwecke.- Österreichs Fischerei 40, p 251-259.

KIVIVUORI, L. 1980: Effects of temperature and temperature acclimatisation on the motor and neural functions in the crayfish *Astacus astacus* L.- Comp. Biochem. Physiol. A. Comp. Physiol. 65, p 297-304.

KNUTH, D. & MIETZ, O. 1993: Verbreitung, Gefährdung, Gewässeransprüche u. Erhaltung des Edelkrebse *Astacus astacus* L. in Brandenburg.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, Potsdam, p 16-21.

MASON, J.C. 1975: Crayfish production in a small woodland stream.- Freshwater Crayfish, Ed.: J.W. Avault, Baton Rouge, USA, p 449-480.

MEINEL, W. & MOCK, T. 2001: Vorkommen der zehnfüßigen Krebse in Hessen- Bestandssituation, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden. pp 71

MOMOT, W.T. 1967: Effects of brook trout predation on a crayfish population.- Trans. Am. Fish. Soc. 107, p 202-209.

NINNI, A.P. 1865: Sulla mortalita dei gamberi (*Astacus fluviatilis* L.) nel veneto e piu particolarmente nella provincia trevigiana, accompagnata da esemplari di gamberi ammalati e sani.- Atti. Inst. Veneto, Series 3, 10, 1203-9.

PRATTEN, D.J. 1980: Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Astacidae).- Freshwater Biol., 10, 401-12.

QUENILD, T. & SKURDAL, J. 1986: Growth, maturity and fecundity of *Astacus astacus* L. in Lake Steinsfjorden, Norway.- Freshwater crayfish 6, Ed.: Per Brinck, Lund, Schweden, p 182-186.

SCHIKORA, F. 1926: 50 Jahre Krebspest. – Fischerei Zeitung, 29, p 225-228.

SCHWOERBEL, J. 1987: Einführung in die Limnologie.- Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, pp 311.

SELIGO, A. 1895: Bemerkungen über Krebspest, Wasserpest, Lebensverhältnisse des Krebses. – Z. Fisch., 3, p 247

SHIMIZU, S.J. & GOLDMAN, C.R. 1983: *Pacifastacus leniusculus* (Dana) production in the Sacramento River.- Freshwater Crayfish, 5, p 210-228.

SMOLIAN, K. 1925: Der Flußkreb, seine Verwandten und die Krebsgewässer.- Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas 5, p 423-524.

SUNDARAM, K. M. S. 1991: Fate and short- term persistence of permethrin insecticide injected in a northern Ontario headwater stream. – Pesticide Science, 31, p 210-216.

SVÄRDSON, G. 1972: The predatory impact of the Eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 52, p 149-191.

VEY, A. 1981: Pathology of crayfish and quality of water (Pathologie des Astacidae et qualite de L´ eau).- Ambleteuse (France), Ed.: H. Hoestlandt, p 73-85.

WESTMAN, K. & PURSIAINEN, M. 1982: Size and structure of crayfish *Astacus astacus* populations on different habitats in Finland.- Hydrobiologia 86, p 67-72.

WESTMAN, K.; SÄRKÄÄ, J.; PURSIAINEN, M. & SUMARI, O. 1986: Population structure and gut contents of the crayfish *Astacus astacus* L. in two finnish rivers.- Freshwater Crayfish 6, Ed.: Per Brinck, Lund, Schweden, p 166-178.

WUTZER, R. 1988: Erfahrungen mit der Krebshaltung.- Fischer & Teichwirt 9, p 263-265.

Metadatenquellen

DÜMPELMANN, C. (2005): Untersuchungen zur Fisch- und Krebsfauna im Rahmen der Machbarkeitsstudie zum Bau dezentraler Retentionsanlagen. Möglichkeiten der Strukturverbesserung an Gewässern im Einzugsgebiet der Allna. – Gutachten im Auftrag der Stadt Gladenbach.

FÖRTSER, M., HEPTING, C., v. BLANCKENHAGEN, B., HÜBNER, D. & WIDDIG, T. (2004): Grunddatenerfassung zu Monitoring und Management des FFH Gebiets „Talauen bei Herbstein“. – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen.

GIMPEL, K. (1995): Der Edelkrebs (*Astacus astacus* L.)- populationsökologische Untersuchungen an einem autochthonem Restbestand und Darstellung der abiotischen Einflussgrößen. – Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg, pp 109.

GIMPEL, K. (2002): 1. Zwischenbericht zum Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus* L.) im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön. Phase I:

Bestandserfassung und Kartierung. - Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, Obere Fischereibehörde. pp 44.

GIMPEL, K. (2003): Nachkartierung zum Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus* L.) im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön. Phase I: Bestandserfassung und Kartierung. – Gutachten im Auftrag des Landrates des Landkreises Fulda, Hessische Verwaltungsstelle des Biosphärenreservates Rhön. pp 15.

GIMPEL, K. (2004): Bericht zum Artenschutzprojekt Edelkrebs im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön. Projektphasen I-IV. - Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, Obere Fischereibehörde. pp 122.

GIMPEL, K. (2005): Retentionsraum Salzbödetal, Landschaftspflegerischer Begleitplan, Sonderuntersuchungen: Krebse- Untersuchungen zur Bestandssituation des Edelkrebsees im Oberlauf der Salzböde. – Gutachten im Auftrag des Planungsbüros Hager. pp 17.

HILBRICH, T. (2000): Kartierung dekapoder Krebsarten in ausgesuchten Gewässern im Regierungsbezirk Gießen. – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen, Obere Fischereibehörde. pp 41.

KORTE, E., SCHNEIDER, J., HUGO, R., HUCK, S., GIMPEL, K., ALBRECHT, U. (2004): Kinzigssystem oberhalb Steinau an der Straße. Grunddatenerfassung zu Monitoring und Managment von FFH-Gebieten. – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt. pp 111.

Anhang

Bewertungsrahmen zum Erhaltungszustand von Populationen des Edelkrebse *Astacus astacus* Linnaeus, 1758 (Entwurf).

Bewertungskriterium	A –sehr gut	B – gut	C mittel/schlecht
Population			
Populationsdichte ⁰¹⁾ Anzahl adulter Tiere/100 m Uferlänge	> 150	50-150	< 50
Populationsstruktur ⁰²⁾ Stichprobenumfang n=50	Mehr als 12 Größenklassen mit Klassenbreiten von 3mm Carapaxlänge	10-12 Größenklassen mit Klassenbreiten von 3 mm Carapaxlänge	Weniger als 10 Größenklassen mit Klassenbreiten von 3 mm Carapaxlänge
Reproduktivität ⁰³⁾	> 50 % der adulten Weibchen mit Eiansatz	30-40 % der adulten Weibchen mit Eiansatz	< 30 % der adulten Weibchen mit Eiansatz
Habitat (bezogen auf einem 100 m Abschnitt)			
Uferstruktur mit grabbarem Auelehm	> 60 %	30 – 60 %	< 30 %
Uferverbau	< 30%	30 – 60 %	> 60 %
Uferschutzstreifen von mindestens 5 m Breite	> 60 %	30 – 60 %	< 30 %
Tiefenvarianz nach Gewässerstrukturgütekartierung	groß - sehr groß	mäßig - vereinzelt groß	keine - gering
Breitenvarianz nach Gewässerstrukturgütekartierung	groß – sehr groß	mäßig – vereinzelt groß	keine - gering
Gefährdungen			
Gewässerunterhaltung (Sohlräumung, Eingriffe in Ufervegetation)	Unterhaltungsmaßnahmen höchstens mit sehr geringer Auswirkung für die Besiedelbarkeit	Unterhaltungsmaßnahmen mit deutlicher Auswirkung für die Besiedelbarkeit	Unterhaltungsmaßnahmen mit übermäßiger Auswirkung für die Besiedelbarkeit
Nährstoff-, Schadstoff-, Sedimenteinträge ⁰⁴⁾	nicht vorhanden	lediglich in geringem Ausmaß vorhanden	Übermäßig vorhanden
Wasserführung	ganzjährig Wasserführend, dem orohydrographischen und geologischen Potenzial entsprechend	nur teilweise dem orohydrographischen und geologischen Potenzial entsprechend, sondern mäßig verringert durch Entnahme bzw. mäßig verändert durch Stoßbelastungen	nicht dem orohydrographischen und geologischen Potenzial entsprechend, sondern übermäßig verringert durch Entnahme bzw. übermäßig verändert durch Stoßbelastungen
Besiedlung mit amerikanischen Krebsarten	Keine amerikanischen Krebsarten im besiedelten Gewässer und auch nicht im Vorfluter	Keine amerikanischen Krebsarten im besiedelten Gewässer, aber im Vorfluter	Vorkommen von amerikanischen Krebsarten im besiedelten Gewässer
Fischbesatz	Kein Fischbesatz oder Besatz mit Kleinfischen aus krebspestfreien Fischzuchten	Zu dichter Besatz mit Raubfischen	Zu dichter Besatz mit Raubfischen und Fischzucht mit Krebspestverdacht

⁰¹⁾ Nur durch Fang-Wiederfang Erfassbar. Mindestens 3 Fangtage.

⁰²⁾ Die Häufigkeitsverteilung der Größenklassen ist stark vom Stichprobenumfang abhängig.

⁰³⁾ Nur von Mitte November bis Juni direkt erfassbar. Danach Registrierung von anheftenden Eihüllen, Kalkbänderung. Die Reproduktivität kann negativ mit der Abundanz korrelieren.

⁰⁴⁾ Die Gewässerbelastung ist oft nur schwer nachweisbar. „Olfaktorische Prüfung“ von Feinsedimenten auf anaerobe Verhältnisse oder Berechnung des Saprobienindex.

Artensteckbrief
für den Edelkrebs *Astacus astacus* Linnaeus, 1758



Großes Edelkrebsmännchen.



Strukturreicher, sommerwarmer Bach. Lebensraum des Edelkrebses.

1. Allgemeine Biologie und Ökologie

Der Edelkrebs ist ein Arthropode aus der Klasse der Crustacea, gehört zur Unterklasse der Malacostraca, zur Ordnung der Decapoda und ist ein Vertreter der Familie der Astacidae. Er wird bis zu 250 Gramm schwer, erreicht eine Körperlänge von bis zu 20 Zentimetern und gilt als Delikatesse.

Morphologie

Sein Körper gliedert sich in die zwei Hauptabschnitte Cephalothorax (Kopfbruststück) und Abdomen bzw. Pleon (Hinterleib). Der Cephalothorax wird durch ein gewölbtes Rückenschild, dem sogenannten Carapax, oben und seitlich umfasst. Hier liegen auch die, von gewölbten Ausladungen des Rückenschildes überdachten und fast völlig abgeschlossenen Kiemenhöhlen. Der ganze Körper ist von einer festen Chitin-Arthropodin-Kutikula, in die Kalksalze eingelagert sind, umgeben. Dieser Krebspanzer ist ein Ausscheidungsprodukt der darunterliegenden Epidermis. Er dient als Exoskelett nicht nur dem Schutz, sondern auch dem Ansatz der Muskulatur. Am Körper inserieren insgesamt 19 Extremitätenpaare. Am auffälligsten sind die 5 Paar Schreitfüße (Peraeopoden), von denen das erste als große Schere (Chela) ausgebildet ist. Das Abdomen bildet terminal einen Schwanzfächer, bestehend aus 2 Paar Uropoden und einem Telson.

Wachstum und Häutung

Um wachsen zu können, muss der Krebs sich häuten. Er häutet sich im ersten Lebensjahr bis zu achtmal, im zweiten fünfmal, im dritten zwei- bis viermal und nach Erreichen der Geschlechtsreife im vierten Lebensjahr, nur noch ein- bis zweimal im Jahr. Zu Beginn des Häutungsprozesses platzt der alte Krebspanzer zwischen Cephalothorax und Pleon auf. Anschließend zieht sich der frisch gehäutete Krebs aus seiner alten Hülle. Vor und während des Häutungsprozesses ist er kaum aktiv und hält sich in seinem Versteck auf, da er mit dem noch nicht ausgehärteten Panzer zahlreichen Bedrohungen ausgesetzt ist. Diese weichhäutigen Krebse werden als „Butterkrebse“ bezeichnet. Edelkrebse erreichen ein Gewicht von bis zu 250 Gramm und werden bis zu 15 Jahren alt.

Fortpflanzung

Edelkrebse paaren sich im Oktober, wenn die Wassertemperatur deutlich unter 10 °C fällt. Das Männchen dreht das Weibchen mit seinen großen Scheren auf den Rücken und platziert seine Spermatophoren in der Nähe der weiblichen Geschlechtsöffnung und an den Uropoden. Innerhalb der nächsten zwei Wochen legt das Weibchen bis zu 200 Eier und befruchtet sich selbst. Die Eier werden an den Pleopoden des Abdomens befestigt und bis zum Juni des folgenden Jahres unter dem Pleon getragen. Je nach Wassertemperatur schlüpfen die Jungen im Juni bis Juli und werden vom Weibchen noch mehrere Tage transportiert und geschützt. Bald nach der ersten Larvalhäutung verlassen die Jungkrebse das Weibchen und werden dann als Sömmerlinge bezeichnet.

Nahrung

Edelkrebse sind nachtaktiv und suchen die Gewässersohle mit Hilfe ihrer Schreitbeine nach Nahrung ab. Sie sind omnivor und können sich die verschiedensten Nahrungsquellen erschließen. Das Nahrungsspektrum reicht von particulärem organischem Material, über pflanzliche Bestandteile, Makrozoobenthos, bis zu kranken oder toten Fischen. Er kann somit die verschiedenen trophischen Ebenen nutzen und spielt eine wichtige Rolle in limnischen Nahrungsnetzen. Tagsüber halten sich die Tiere bevorzugt in selbst gegrabenen Uferhöhlen auf.

Ökologische Ansprüche

Strukturreiche sommerwarme Niederungsbäche und Flüsse sind sein bevorzugter Lebensraum. Es werden aber auch Seen, Weiher und Teiche mit steilen Ufern besiedelt. Mit Erlen und Weidenwurzeln durchwachsene Ufer und große Steine bieten ihm hervorragende Versteckmöglichkeiten. In lehmigen, festen Uferböschungen gräbt er Wohnhöhlen, die er laufend seiner Körpergröße anpasst. Eine hohe Strukturvielfalt und die Möglichkeit Höhlen zu graben, begünstigen die Krebsbesiedlung. Für Edelkrebse geeignete Fließgewässer sind in der Regel mehr als 40 cm tief. Breite, flache Gewässer eignen sich nicht für diese Krebsart. Er benötigt eine Wassertemperatur von mindestens 15 °C während der Sommermonate, weil sich bei kühleren Temperaturen die Geschlechtsorgane nicht entwickeln. Das Optimum liegt zwischen 18 und 21 °C. Nur kurze Zeit erträgt der Edelkrebs Temperaturen über 25 °C. Hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes stellt er

geringere Ansprüche als die Bachforelle. Sauerstoffkonzentrationen unter 3-4 mg/L gelten als die Untergrenze. Empfindlich reagiert der Edelkrebs auf chemische Verunreinigung aus Gewerbe und Industrie. Besonders verheerend wirken sich Biozideinträge aus.

Der Edelkrebs war bis zum Ende des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa weit verbreitet und häufig. Mit dem Ausbruch der so genannten „Krebspest“ um 1890 brach ein Großteil der Europäischen Population zusammen. Diese Pilzerkrankung wurde wahrscheinlich mit amerikanischen Krebsarten nach Europa eingeschleppt.

2. Erfassungsverfahren

Nachweis und Fang

Edelkrebse haben eine sehr verborgene Lebensweise und sind fast ausschließlich nachts aktiv. Die Bestandserfassung im Freiland ist daher äußerst schwierig. Die Erfassung während nächtlicher Bachbegehungen mit Hilfe von Scheinwerfern ist nur in Ausnahmefällen bei niedrigen Wasserständen, guter Einsehbarkeit des Gewässers und hoher Aktivität der Tiere möglich. Der Fang von Krebsen mit Elektrofischereigeräten führt nicht zum Erfolg, da die Tiere keine den Fischen vergleichbare anodische Reaktion zeigen. In der Regel treten nur ungerichtete Fluchtbewegungen auf, und es ist nicht möglich, die Krebse zum Verlassen ihrer Wohnhöhlen zu bewegen. Außerdem kann ein zu starkes Spannungsfeld zur Autotomie der Scheren führen. Für Bestandsuntersuchungen sind beköderte Reusen zum Fang der Tiere am besten geeignet. Die Reusen besitzen eine hohe Attraktionswirkung, sind auf mehrere Meter fängig und erlauben einen sicheren Nachweis von Flusskrebsbeständen im untersuchten Gewässer. Sie werden mit frischem Fisch als Köder bestückt, über Nacht ausgebracht und am folgenden Tag auf Fänge kontrolliert. Besonders bewährt haben sich finnische Krebsreusen aus Kunststoff. Sie sind sehr leicht transportabel, besitzen zwei trichterförmige Einschlußöffnungen und können in der Mitte aufgeklappt werden, so dass eine unproblematische Entnahme der gefangenen Krebse möglich ist. In kleineren Fließgewässern können auch rohrförmige und einkehlige Reusen verwendet werden.

Monitoring

Über die Verbreitung der Art in Hessen bestehen nur unzureichende Kenntnisse. Eine solide Grunddatenerfassung muss vor diesem Hintergrund als vordringliche Aufgabe angesehen werden. Edelkrebsbestände sind meist isoliert, bestehen nur aus wenigen hundert bis tausend geschlechtsreifen Tieren und unterliegen einem hohen Aussterberisiko. Im Rahmen eines Monitorings sollten Edelkrebsbestände alle 2-3 Jahre überprüft werden.

4. Allgemeine Verbreitung

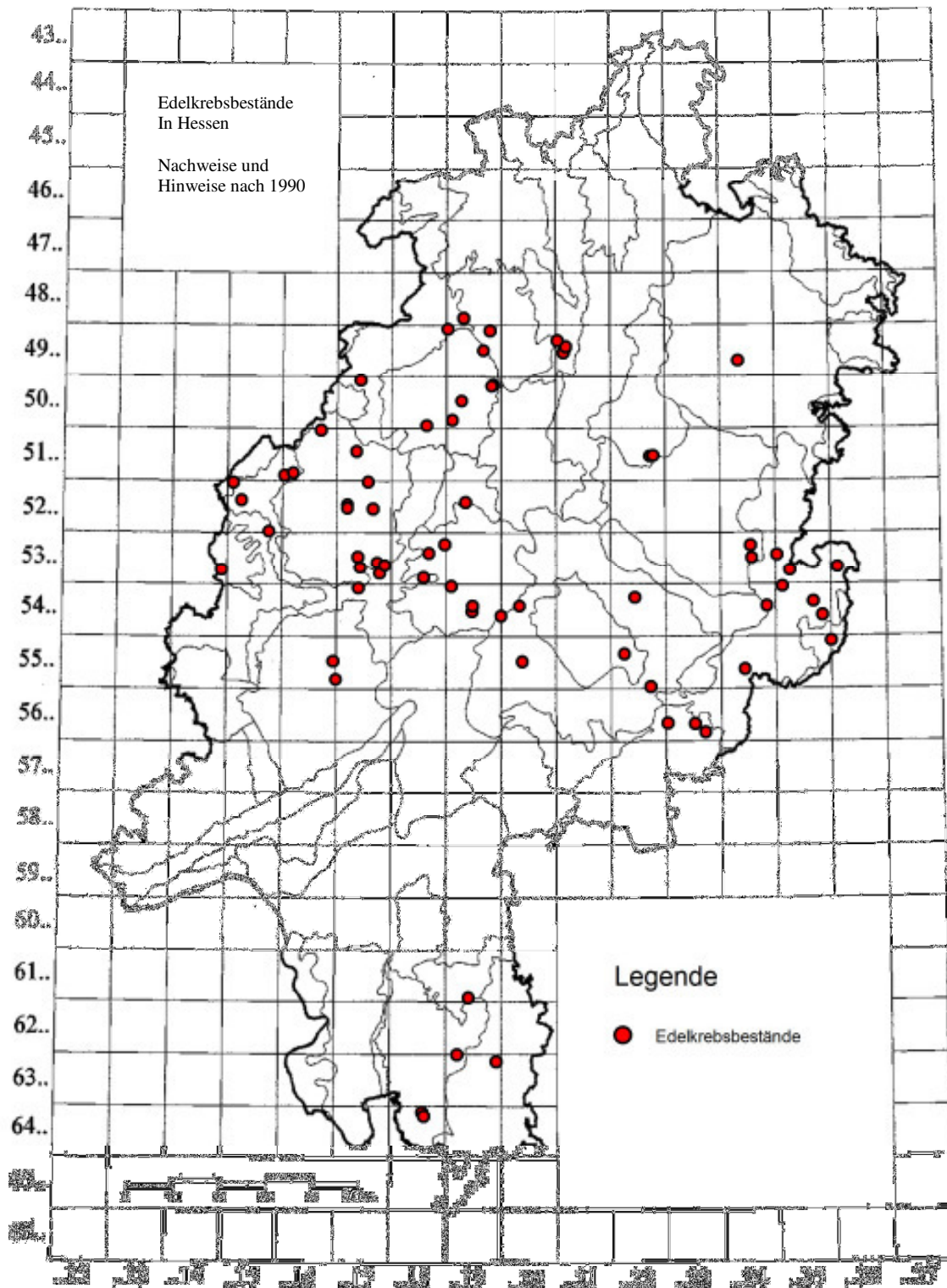
Der Edelkrebs hat von allen Astacidae das weiteste Verbreitungsgebiet. Er besiedelt weite Teile Eurasiens: Nord-Griechenland über den ganzen Balkan, ganz Mittel- und Westeuropa, Skandinavien und große Teile Ost-Europas (Ukraine, Weißrußland, Polen, Litauen, Lettland, Estland) bis zum Weißen Meer im Norden.

5. Bestandssituation in Hessen

Der Edelkrebs war bis zum Ausbruch der Krebspest am Ende des 19. Jahrhunderts in Hessen weit verbreitet und häufig. Heute lebt er nur noch vereinzelt in isolierten Oberläufen der Fließgewässer und in isolierten Stillgewässern.

Tabelle 2: Vorkommen des Edelkrebsees in den naturräumlichen Haupteinheiten

Naturräumliche Haupteinheit	Anzahl bekannter Vorkommen
D18 Thüringer Becken und Randplatten	0
D36 Weser u. Weser-Leine-Bergland	0
D38 Bergisches Land, Sauerland	4
D39 Westerwald	14
D40 Lahntal und Limburger Becken	0
D41 Taunus	2
D44 Mittelrheingebiet	0
D46 Westhessisches Bergland	20
D47 Osthessisches Bergland, Vogelsberg u. Rhön	21
D53 Oberrheinisches Tiefland	0
D55 Odenwald, Spessart u. Südrhön	8



Karte 1: Nachweise und verifizierbare Hinweise für Vorkommen des Edelkrebsees in den naturräumlichen Haupteinheiten Hessens nach 1990.

6. Gefährdungsfaktoren und –ursachen

Zusammenfassend können folgende Gefährdungsursachen genannt werden:

- Ausbreitung der Krebspest durch allochthone Krebsarten, Besatzfische, Fischtransportwasser, Angelgeräte, Netze, Reusen, Gummistiefel, Wassersportgeräte, Wassergeflügel.
- Gewässerausbaumaßnahmen, Gewässerräumung, Gewässerbegradigung.
- Erhöhte Sohlschubspannungen in Folge von Ausbaumaßnahmen.
- Verringerung der Immunkompetenz durch Einleitung von Siedlungsabwässern.
- Letale und subletale Wirkung von Industrieabwässern.
- Direkte und indirekte toxische Wirkungen von Ammonium und Nitrit in Folge von Einleitungen aus der Landwirtschaft (Gülle).
- Diffuser und punktueller Eintrag von Bioziden, insbesondere von Insektiziden und Acariziden, mit subletalen und letalen Wirkungen.
- Zu dichter Besatz mit Raubfischen.

Die verschiedenen Gefährdungsfaktoren und –ursachen wirken oft in Kombination und verstärken sich gegenseitig.

7. Grundsätze für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen

Zusammenfassend sollten folgende Grundsätze für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen gelten.

- Verbot des Besatzes mit fremdländischen allochthonen Krebsarten.
- Abwägung der linearen Durchgängigkeit hinsichtlich der Isolationswirkung von Querbauwerken.
- Langfristige Verbesserung der Wasserqualität in Bezug auf Siedlungs- und Industrieabwassereinleitungen.
- Extensivierung der Landwirtschaft im Umfeld von Edelkrebspopulationen.
- Verbot des Einsatzes von Bioziden, insbesondere von Insektiziden im Umfeld von Edelkrebspopulationen.
- Etablierung eines mindestens fünf Meter breiten Uferschutzstreifens.

- Verbesserung der Gewässerstrukturgüte durch einen zumindest kleinräumigen Prozessschutz.
- Wiederbesiedlungsmaßnahmen mit autochthonem Besatzmaterial des entsprechenden Einzugsgebietes.

Mittel- und Langfristig kann nur eine Kombination der verschiedenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen zum Erfolg führen.

8. Literatur

- BOHL, E. 1989: Untersuchungen an Flußkrebsbeständen.- Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, Versuchsanlage Wielenbach, pp 285.
- EDER, E. & HÖDL, W. 1998: Flusskrebse Österreichs. – Stapfia 58, Linz, pp 284.
- HOFMANN, J. 1980: Die Flußkrebse.- Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, pp 110.
- HOLDICH, D.M. & LOWERY, R.S. 1988: Freshwater crayfish, biology, management and exploitation.- Timber Press, Portland, USA, pp 498.
- SCHULZ, R. 2000: Status of the noble crayfish population *Astacus astacus* (L.) in Germany: monitoring protocol and the use of RAPD markers to assess the genetic structure of populations. – Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture, 356, p 123-138.
- SKURDAL, J. & TAUGBÖL, T. 2002: Biology of freshwater crayfish. – Blackwell Science Ltd., Oxford.
- TROSCHER, H.J. 1997: In Deutschland vorkommende Flusskrebsarten. Biologie, Verbreitung und Bestimmungsmerkmale. – Fischer & Teichwirt, 9, p 370-376.

Fragebogen zur Erhebung von Daten zur Bestandssituation der Flusskrebse in Hessen im Auftrag von HESSEN-FORST (FIV)Name des Fischereivereins: Ansprechpartner: Telefonnummer: E-Mail-Adresse:

1. Gibt es in ihren Gewässern Flusskrebse? (mit „X“ markieren)

a) ja

b) nein

c) unbekannt

<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>

2. Wenn ja, um welche Art/en handelt es sich? (mit „X“ markieren)

a) Edelkrebs (*Astacus astacus*)b) Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)c) Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)d) Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*)

e) Andere Art oder Art unbekannt

<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>

3. Ist das Gewässer ein Fließ- oder Stillgewässer? (mit „X“ markieren)

a) Fließgewässer der Forellenregion

b) Fließgewässer der Äschenregion

c) Fließgewässer der Barben/Brachsenregion

d) Teichanlage

e) Tagebaugewässer

<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>

4. Wann wurden zuletzt Flusskrebse beobachtet?

5. Wie heißt das Gewässer?

6. Wo liegt das Gewässer?

- | | |
|----------------------------|----------------------|
| 1) Landkreis | <input type="text"/> |
| 2) Gemeinde o. Gemarkung | <input type="text"/> |
| 3) Ggf. Koordinaten | <input type="text"/> |
| 4) Ggf. Gewässerkennziffer | <input type="text"/> |

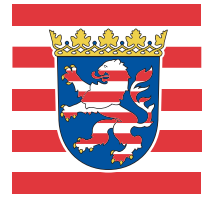
7. Wurden die Krebse besetzt oder handelt es sich um einen natürlichen (autochthonen) Bestand? (mit „X“ markieren)

- | | |
|---------------------------------------|--------------------------|
| a) natürlicher (autochthoner) Bestand | <input type="checkbox"/> |
| b) Besatzbestand | <input type="checkbox"/> |
| c) Herkunft unbekannt | <input type="checkbox"/> |

8. Wie häufig bzw. selten sind die Krebse? (mit „X“ markieren)

- | | |
|---------------|--------------------------|
| a) Einzelfund | <input type="checkbox"/> |
| b) selten | <input type="checkbox"/> |
| c) häufig | <input type="checkbox"/> |
| d) massenhaft | <input type="checkbox"/> |

9. Sonstige Anmerkungen oder Hinweise:



HESSEN-FORST

Fachbereich Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA)

Europastr. 10 – 12, 35394 Gießen

Tel.: 0641 / 4991–264

E-Mail: naturschutzdaten@forst.hessen.de

Ansprechpartner Team Arten:

Christian Geske 0641 / 4991–263
Teamleiter, Käfer, Libellen, Fische, Amphibien

Susanne Jokisch 0641 / 4991–315
Säugetiere (inkl. Fledermäuse), Schmetterlinge, Mollusken

Bernd Rüblinger 0641 / 4991–258
Landesweite natis-Datenbank, Reptilien

Brigitte Emmi Frahm-Jaudes 0641 / 4991–267
Gefäßpflanzen, Moose, Flechten

Michael Jünemann 0641 / 4991–259
Hirschkäfermeldenetz, Beraterverträge, Reptilien

Betina Misch 0641 / 4991–211
Landesweite natis-Datenbank