

Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Basel ; Naturforschende Gesellschaft Baselland
Band: 11 (2009)

Artikel: Umsiedlung von Dohlenkrebsbeständen (*Austropotamobius pallipes*) im Kanton Basel-Landschaft (Schweiz)
Autor: Babbi, Manuel / Graber, Andreas / Küry, Daniel
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-676590>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Umsiedlung von Dohlenkrebsbeständen (*Austropotamobius pallipes*) im Kanton Basel-Landschaft (Schweiz)

MANUEL BABBI, ANDREAS GRABER UND DANIEL KÜRY

Zusammenfassung: Die Abteilung Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen des Kantons Basel-Landschaft hat 2006 ein Umsiedlungsprojekt mit Dohlenkrebsen (*Austropotamobius pallipes*, Rote Liste 2) gestartet. Es wurden jeweils zwischen 18 und 141 Individuen in neun Fliessgewässer umgesiedelt. Im Rahmen dieser Bachelorarbeit wurden drei Herkunftsgewässer sowie neun Besatzgewässer mit nächtlichen Begehungen zwischen Anfang Juli und Anfang September 2008 auf einer Strecke von insgesamt 9.75 km untersucht, um die Häufigkeit und die Verbreitung der Dohlenkrebse festzustellen. Mit einer Literaturrecherche wurden zudem die Habitatansprüche des Dohlenkrebses eruiert und daraus ein Erhebungsbogen mit 20 Parametern erstellt, welcher in sämtlichen Herkunfts- und Besatzgewässern angewendet wurde. Damit wurde das Potential der Fliessgewässer als Dohlenkrebs-habitat ermittelt. Bestandesschätzungen in den Herkunftsgewässern ergaben für den Bennwilerbach ungefähr 2000 Dohlenkrebse (111 Dohlenkrebse/100 m Uferlänge), für die Abschnitte in der Lützel bei Neumühle und bei Neuhaus 500 und 370 Dohlenkrebse (68 Dohlenkrebse/100 m Uferlänge) und für den Bösenbach 83 Dohlenkrebse (13 Dohlenkrebse/100 m Uferlänge). In den Besatzgewässern konnten während zwei Begehungen zwischen 1.6 % und 21.9 % der eingesetzten Krebse wieder gefunden werden. Jungtiere wurden in diesen Gewässern nicht beobachtet. In den übrigen Besatzgewässern wurden keine Dohlenkrebse nachgewiesen. Die beste Korrelation zwischen den Dohlenkrebsabundanzen und der Habitatbewertung der Herkunftsgewässer konnte unter Berücksichtigung von fünf Parametern erzielt werden. Massgeblich für die Habitatbewertung waren Totholz und feine Wurzeln im Bachbett, natürliche senkrechte Ufer, Unterstände unter Bäumen und Wurzeln sowie ein Substrat, das aus vielen Steinen und Grobkies bestand. Diese Parameter wurden in eine Methode zur Bewertung von Fliessgewässerabschnitten umgesetzt, damit die Dohlenkrebse in den Zielgewässern künftig an den Stellen mit dem grössten Habitatpotential ausgesetzt werden können.

Abstract: Reintroduction of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in the canton Basel-Landschaft (Switzerland). In 2006 the department of veterinary, hunting and fishery of the canton Basel-Landschaft started a project to restock the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*, Red list of Swiss species 2). Between 18 and 141 individuals from three donor sites were resettled in nine different receptor sites. Three donor sites and nine receptor sites were visited by nightly excursions to determine the density and the distribution of the white-clawed crayfish between the beginning of July and the beginning of September 2008 at a total distance of 9.75 km. By reviewing the literature a data entry form containing 20 parameters was created to assess the habitat quality in each donor and receptor site. An estimation of the stocks of the white-clawed crayfish in the donor sites revealed 2000 individuals for the Bennwilerbach (111 individuals/100 m shore length), 500 and 370 individuals for the sections in the Lützel at Neumühle and Neuhaus (68 individuals/100 m shore length) and 83 individuals for the Bösenbach (13 individuals/100 m shore length). During two excursions between 1.6 % and 21.9 % of the stocked crayfish were discovered at each receptor site, but no juveniles could be found. In five other receptor sites no crayfish was observed. The best correlation between the abundances of the white-clawed crayfish and the recorded habitat data of the donor sites was generated by five parameters: wood debris, fine roots in the streambed, natural steep shores, shelters under trees and roots as well as a substrate consisting of stones and rubbles. Using these parameters a method for assessing watercourse sections was created, so that white-clawed crayfish can be reintroduced in the sections with the greatest habitat potential to enhance the success.

Key words: *Austropotamobius pallipes*, white-clawed crayfish, reintroduction, canton Basel-Landschaft

Einleitung

Die Populationen der Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*, Lereboullet 1858) sind seit einigen Jahrzehnten gesamtschweizerisch stark rückläufig. Viele Bestände sind verschwunden oder haben stark abgenommen, so dass heute zum Teil nur noch kleine Restpopulationen vorhanden sind. Dieser Rückgang ist auf Fliessgewässerkorrekturen, Uferverbauungen, schlechte Wasserqualität, die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) sowie auf die Einführung fremder Flusskrebsarten zurück zu führen, wie zum Beispiel auf den Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und die daraus resultierende interspezifische Konkurrenz (Stucki und Zaugg 2005). Der Dohlenkrebs wird auf der Roten Liste der International Union for Conservation of Nature (IUCN) als «vulnerable» eingestuft (IUCN 2008). In der Schweiz gilt der Dohlenkrebs ebenfalls als stark gefährdete Art (RL 2) und ist gemäss Berner Konvention auch europäisch geschützt (VBGF 1993). Da es sich um eine geschützte Art handelt, sind die Kantone für erforderliche Massnahmen zum Schutz der Lebensräume verantwortlich (BGF 1991). Im Kanton Basel-Landschaft sind Dohlenkrebse ganzjährig geschont und dürfen nicht gefangen werden (Verordnung zum Fischereigesetz 1999).

Der Dohlenkrebs bildet heute teilweise grössere Bestände in der Nordwest- und Westschweiz sowie im Wallis und Graubünden (Stucki und Jean-Richard 1999). Im Kanton Basel-Landschaft waren im Jahr 2007 verschiedene Dohlenkrebsvorkommen aus den folgenden neun Bächen bekannt: Violenbach bei Olsberg, Bennwilerbach zwischen Hölstein und Bennwil, Schremattbächli bei Bennwil, Loochbächli bei Ramlinsburg, Riedbächli bei Bubendorf, Birshollenbach bei Laufen, Lützel bei Laufen und Roggenburg, Bösenbach bei Roggenburg sowie Dorfbach bei Allschwil (Zopfi mündl. Mitteilung).

Um den negativen Entwicklungen entgegenzuwirken und um die bestehenden Dohlenkrebsvorkommen im Kanton Basel-Landschaft zu erhalten und weiter auszudehnen, hat die Abteilung Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen 2006 ein Umsiedlungsprojekt gestartet. Jedes Jahr

werden aus Bächen mit grossen Dohlenkrebspopulationen Individuen verschiedenen Alters und Geschlechts gefangen und anschliessend in geeignete Fliessgewässer umgesiedelt. Im Jahr 2006 wurden der Eschenbrunnenbach und die Hintere Frenke mit Besatzkrebsen aus der Lützel und dem Bennwilerbach neu besiedelt. Im Jahr 2007 folgten der Birsig, das Talbächli, der Dambechbach, der Hemmikerbach, das Rickenbächli, der Wintersingerbach sowie das Tschabrunnenbächli mit Besatzkrebsen aus dem Bennwilerbach, der Lützel, dem Bösenbach und dem Violenbach. Es wurden jeweils zwischen 18 und 141 Individuen pro Bach umgesiedelt (Zopfi mündl. Mitteilung). Die Auswahl der Zielgewässer beziehungsweise der Umsiedlungsstellen erfolgte bis jetzt aufgrund der Untersuchungsdaten der Ökomorphologie Stufe F (Hütte und Niederhauser 1998), wobei die Dohlenkrebse jeweils an den naturnahsten Stellen der Bäche ausgesetzt wurden (Zopfi mündl. Mitteilung).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Herkunftsgewässer sowie zehn Besatzgewässer der Jahre 2006 und 2007 mittels nächtlicher Begehungen auf das Vorkommen von Dohlenkrebsen untersucht. Dabei wurden die Häufigkeit und die Verbreitung der Krebse festgestellt. Nach Durchführung einer Bestandesschätzung in den Herkunftsgewässern und einem Vergleich mit den Besatzgewässern wurde der Erfolg der Umsiedlungen beurteilt. Basierend auf den Habitatansprüchen der Dohlenkrebse wurde gleichzeitig eine Methode entwickelt und überprüft, mit der in Zukunft die geeigneten Fliessgewässerabschnitte für Dohlenkrebsansiedlungen ausfindig gemacht werden können. Diese Methode wurde in das Konzept zum Management der Dohlenkrebse integriert, welches ebenfalls Ziel dieser Arbeit war und mit dessen Anwendung sich zukünftige Umsiedlungen besser planen lassen. Das Konzept gibt unter anderem Antworten auf folgende Fragen: Wie viele Krebse dürfen pro Jahr aus den Herkunftsgewässern entnommen werden, ohne den Bestand zu gefährden? Wie viele Krebse sollen jeweils minimal in die Besatzgewässer eingesetzt werden um am meisten Erfolg zu haben? Welche Fliessgewässer und welche Abschnitte eignen sich für die Umsiedlungen? Welche Bedingungen sollten bei den Umsiedlungen beachtet werden?

Material und Methoden

Die Dohlenkrebse (Abb. 1) weisen einen kräftigen Körperbau und massive Scheren auf (Jean-Richard und Keller 1994) und erreichen maximal eine Körperlänge von 12 cm (Stucki und Jean-Richard 1999). Die Lebenserwartung liegt bei ungefähr 12 Jahren (Troschel 2001). Ihre Aktivität beginnt jeweils beim Eindunkeln und erreicht kurz danach den Höhepunkt (Stucki und Zaugg 2005). Aufgrund dieses Verhaltens sind die nächtliche Suche mit Lampen oder über Nacht gestellte Reusen die besten Nachweismethoden (Troschel 2006). Dohlenkrebse besiedeln hauptsächlich bewaldete Berg- und Flachlandbäche, wobei Abschnitte in Quellennähe bevorzugt werden (Troschel 2001). Wichtig ist, dass das Gewässer das ganze Jahr über Wasser führt (Holdich 2003). Gewöhnlich kommen sie in Bächen vor, welche maximal etwa 5 m breit (Renai et al. 2006) und zwischen 0.05 m und 0.5 m tief sind (Troschel 2001). Bevorzugt werden Fließgeschwindigkeiten bis 0.1 m/s (Peay 2003). Die Dohlenkrebse benötigen im Sommer eine minimale Wassertemperatur von 10°C. Maximal tolerieren sie 22°C (Stucki und Zaugg 2005). Meistens kommen sie in sauberem Wasser mit einem Sauerstoffanteil von mindestens 5 mg/l und einem pH-Wert zwischen 6.5 und 9 vor (Holdich 2003). Sie können aber auch in periodisch belasteten Gewässern überleben, was ein Anzeichen dafür ist, dass ihre Präsenz nicht nur von wasserchemischen Parametern abhängt (Renai et al. 2006). Die Dohlenkrebse ziehen grobe und steinige Substrate den feinen und schlammigen Substraten vor (Holdich 2003). Zudem sind sie stark uferorientiert und verbergen sich tagsüber bevorzugt in Uferhöhlen unter Wurzelstöcken, Totholz und Steinen. Die Populationsdichte hängt daher wesentlich vom Angebot an Verstecken ab (Troschel 2001). Besonders wichtig sind auch senkrechte Ufer, Bäume und Sträucher entlang der Ufer sowie feine Wurzeln die ins Bachbett ragen. Diese Strukturen bieten Verstecke und Nahrung (Naura und Robinson 1998).

Die untersuchten Fließgewässer, vier Herkunftsgewässer und neun Besatzgewässer, befinden sich alle im Kanton Basel-Landschaft und



Abb. 1: Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) in einem Bach im Aargauer Jura (Foto: Daniel Küry).

sind über die gesamte Kantonsfläche verteilt (Abb. 2). Bei den Fließgewässern handelt es sich um Wald- und Wiesenbäche mit sehr unterschiedlichen Charakteristiken (Tab. 1). Weil sich der Violenbach bei der ersten Begehung als unzugänglich erwies, wurde er im Laufe der Untersuchungen nicht weiter berücksichtigt. Jedes Fließgewässer wurde auf einer Strecke zwischen 150 und 1800 m untersucht. Insgesamt wurden 9.75 km untersucht. Die Längen der Untersuchungsbereiche wurden einerseits aufgrund der Entnahme- und Aussetzungsstellen früherer Umsiedlungen von Dohlenkrebsen sowie andererseits aufgrund der unterschiedlichen morphologischen Gegebenheiten der Fließgewässer definiert.

Nachdem mit einer Literaturrecherche die Habitatparameter des Dohlenkrebses eruiert waren, wurde daraus ein Erhebungsbogen zur Erfassung der Gewässerstruktur erstellt. Dieser bestand aus 15 Parametern (Tab. 2), welche in die vier Gruppen «Allgemein», «Physikalische Parameter», «Ufer» und «Gewässersohle» unterteilt waren. Mit diesem Bogen wurden sämtliche Herkunfts- und Besatzgewässer erfasst, um das Potential als Dohlenkrebshabitat festzustellen. Die Erfassungen wurden von Anfang Mai 2008 bis Ende Juli 2008 durchgeführt. Die Er-

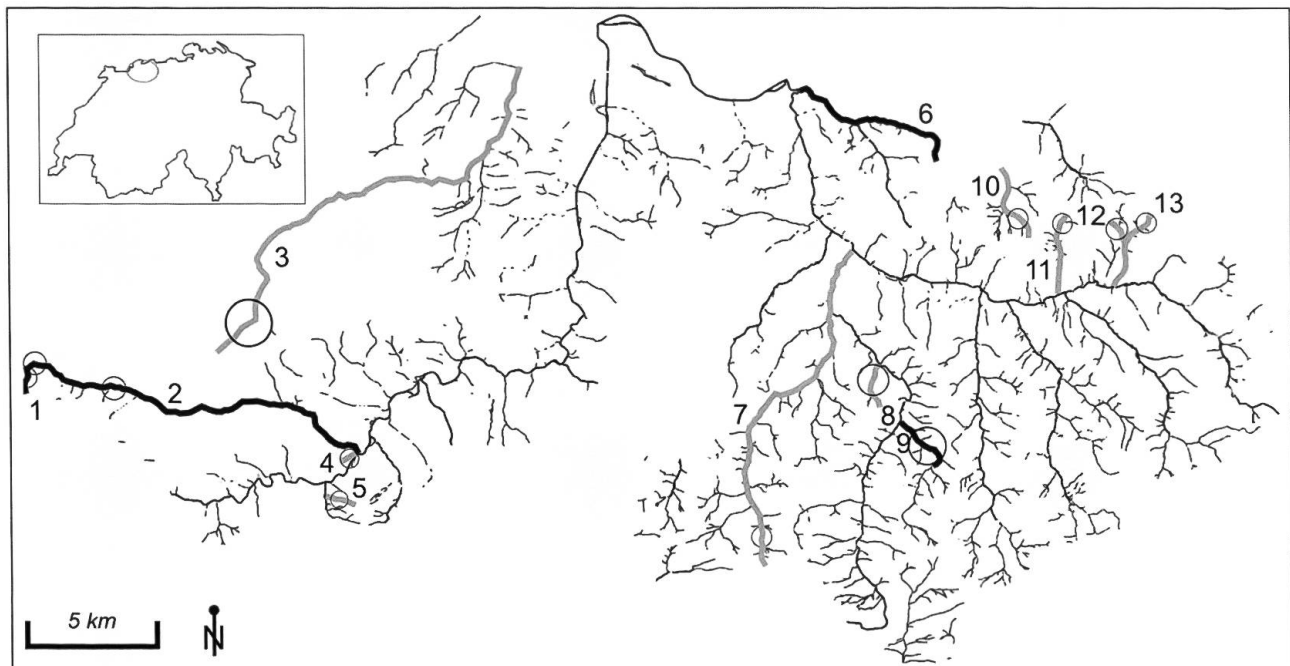


Abb. 2: Gewässernetz in der Region Basel mit den untersuchten Herkunftsgewässern der Dohlenkrebse (schwarz) und den Besatzgewässern (grau): 1 Bösenbach; 2 Lützel; 3 Birsig; 4 Tschabrunnenbächli; 5 Eschenbrunnenbach; 6 Violenbach; 7 Hintere Frenke; 8 Talbächli; 9 Bennwilerbach; 10 Wintersingerbach; 11 Rickenbächli; 12 Dambechbach; 13 Hemmikerbach. Die Strecken innerhalb der Markierungen (O) entsprechen dem Untersuchungsbereich (www.geo.bl.ch, verändert Babbi, 2008).

fassung der Gewässerstruktur erfolgte abschnittsweise anhand morphologischer und struktureller Gegebenheiten des Fliessgewässers, analog dem Schema der Erfassung zur Ökomorphologie Stufe F (Hütte und Niederhäuser 1998). Die Parameter wurden jeweils in %-Schritten in Bezug auf die gesamte Abschnittslänge abgeschätzt oder mit Ja/Nein bewertet. Ein Abschnitt verlief jeweils so lange, bis sich ein bestimmtes Merkmal innerhalb des Gewässers veränderte oder ein massives Bauwerk das Fliessgewässer störte. Bei jeder Untersuchung des Fliessgewässers wurde eine Karte im Massstab von 1:5000 mitgeführt, auf welcher die Abschnittsgrenzen direkt im Feld eingezeichnet wurden. So wurden die einzelnen Abschnittslängen, deren Beginn sowie deren Ende anhand einer Karte (www.geo.bl.ch) ermittelt.

Die Untersuchungen zur Erfassung der Dohlenkrebsvorkommen wurden mit nächtlichen Begehungen zwischen Juli und September 2008 durchgeführt. Jedes Fliessgewässer wurde insgesamt zwei Mal begangen. Vor den Begehungen wurden die Untersuchungsbereiche in

Abschnitte von etwa 50 m unterteilt. Jeder Abschnitt wurde 15 Minuten untersucht, ehe zum nächsten flussaufwärts gewechselt wurde. Dabei wurde die Gewässersohle mit einer starken Taschenlampe (Inova T4 Led Flashlight, Output 175 Lumen) abgesucht. Bei der Suche wurden die grösseren Steine vereinzelt umgedreht, um die möglicherweise versteckten und vor allem auch kleineren und jüngeren Krebse aufzuspüren. Die Begehung erfolgte aus Effizienz- und Sicherheitsgründen immer zu zweit (Kemp et al. 2003). Die Krebse wurden mit einem Netz (Durchmesser 20 cm, Maschengrösse 0.05 mm, Stiellänge 50 cm) oder mit der Hand gefangen und in einem Eimer gesammelt. Nach Ablauf der 15 Minuten wurde jeder Krebs gemessen (Carapaxlänge in mm), die Art sowie das Geschlecht bestimmt. Die Einteilung der Krebse in die Altersklassen erfolgte nach Brown und Bowler (1978). Nachdem die Daten protokolliert waren, wurden die Tiere über den Abschnitt verteilt wieder freigelassen. Die Bestandesschätzungen in den Herkunftsgewässern erfolgten anhand der gesammelten Erfahrungen während der Bege-

Fließgewässer	Gewässerbreite [m]	Gewässertiefe [m]	dominierende Substrate	Gefälle [‰]	Anz. entnommene/ umgesiedelte Dohlen- krebse	Herkunft der Dohlenkrebse
Bennwilerbach *	1.5–3.5	0.1–0.3	Steine, Grobkies	22	2006: unbekannt 2007: 172 ♂, 121 ♀, 24 J	–
Lützel *	3–10	0.1 – nicht gemessen (zu tief)	Steine, Grobkies, Feinkies	11	2006: 8 ♂, 10 ♀ (2007: 37 ♂, 18 ♀, 11 J)	–
Bösenbach *	1.8–3.4	0.1–0.4	Steine, Grobkies	33	(2007: 37 ♂, 18 ♀, 11 J)	–
Violenbach *	–	–	–	–	2007: 20 ♂, 16 ♀	–
Dambechbach	0.7–2	0.1–0.3	Grobkies, Fein- kies, anstehender Fels	41	2007: 28 ♂, 28 ♀, 8 J	Bennwilerbach
Hemmikerbach	1–1.8	0.1–0.2	Grobkies	27	2007: 27 ♂, 29 ♀, 7 J	Bennwilerbach
Eschenbrunnen- bach	1–2.2	0.1–0.2	Feinkies, anste- hender Fels	135	2006: 8 ♂, 10 ♀	Lützel
Tschabrunnenbächli	1.1–1.6	0.2–0.6	Grobkies, Sand, Schluff	12	2007: 20 ♂, 15 ♀	unbekannt
Wintersingerbach	0.9–1.6	0.15–0.2	Feinkies	101	2007: 10 ♂, 8 ♀	Violenbach
Talbächli	0.8–1.5	0.1–0.2	Steine, Grobkies, Feinkies	43	2007: 90 ♂, 47 ♀, 4 J	Bennwilerbach
Birsig	0.5–1.5	0.1–0.2	Steine, Grobkies, Feinkies	77	2007: 37 ♂, 18 ♀, 11 J	Lützel Bösenbach
Rickenbächli	0.3–0.6	max. 0.1	Grobkies, Fein- kies, Sand	60	2007: 10 ♂, 8 ♀	Violenbach
Hintere Frenke	1.7–3	0.1–0.2	Blöcke, grosse Steine, Steine	108	2006: unbekannt 2007: 27 ♂, 18 ♀, 5 J	Bennwilerbach

Tab. 1: Vergleich der Habitatstrukturen aller untersuchten Strecken in den Fließgewässern. Ebenfalls angegeben sind die entnommenen und eingesetzten Dohlenkrebse, aufgeteilt in Männchen und Weibchen. J steht für Jungtiere. Im Jahr 2007 wurden in der Lützel und im Bösenbach zusammen 66 Dohlenkrebse entnommen. Die genaue Aufteilung der Dohlenkrebsentnahmen wurde nicht festgehalten. Diese Angaben sind deshalb in Klammern dargestellt (Zopf! schriftl. Mitteilung). Bei den markierten Gewässern (*) handelt es sich um die Herkunftsgewässer. Der Violenbach wurde aufgrund der Unzugänglichkeit infolge eines starken Pflanzenbewuchses nicht näher untersucht.

hungen. Im Bennwilerbach und in der Lützel wurde die Population aufgrund der entwischten Krebse doppelt so gross geschätzt wie die Zahl der behändigten Krebse. Für den Bösenbach wurde keine Bestandesschätzung nach dieser Methode durchgeführt, da kaum Dohlenkrebse entwischten und ein möglicher Faktor somit nicht begründet werden konnte. Im Fall des Bösenbachs wurde daher die Begehung mit der höheren Anzahl an erfassten Dohlenkrebsen als Vergleichswert verwendet. Der Zustand der jeweiligen Dohlenkrebspopulation wurde nach Troschel (2006) beurteilt.

Nachdem die Habitatstrukturen und die Dohlenkrebsvorkommen aller Bäche erfasst wurden, erfolgte eine kombinierte Auswertung dieser Daten. Das Ziel bestand darin, mittels linearer Regression eine Beziehung zwischen den Daten der Habitaterfassung und der Abundanz der Dohlenkrebse festzustellen. Da in den Besatzgewässern für eine statistische Auswertung zu wenige Dohlenkrebse erfasst werden konnten, wurden nur die Daten der Herkunftsgewässer verwendet. Zuerst wurden die Abschnitte der Dohlenkrebserhebungen den Abschnitten der Habitaterfassung zugeordnet. Anschliessend wurden die einzelnen Daten der Habitatparameter unterschiedlich ausgewertet. Aufgrund der grossen Datenmenge und der unzähligen Auswertungsmöglichkeiten wurden drei verschiedene Auswertungsversionen definiert (Tab. 2). Auswertungsversion 1 orientierte sich an den Literaturhinweisen und beinhaltete sämtliche 15 Parameter. Auswertungsversion 2 bestand aus fünf Parametern die unabhängig von der Literatur bewertet wurden. Es wurden diejenigen Parameter integriert, welche mit speziellen Bewertungen und Klasseneinteilungen die besten Korrelationen zusammen mit den Dohlenkrebsabundanz ergaben. Auswertungsversion 3 orientierte sich an den Erfahrungswerten, welche während der Erhebungen gesammelt wurden. Es wurden dabei sechs Parameter berücksichtigt und bewertet, welche subjektiv empfunden öfters zusammen mit Dohlenkrebsen aufgefunden werden konnten. Dabei handelte es sich um Stromschnellen und strömungsberuhigte Stellen (Riffle- und Pool-Sequenzen), feine Wurzeln im Bachbett, Unterstände unter Bäumen und Wurzeln, partikuläres organisches Material sowie

ein Substrat, das aus vielen Steinen, Grobkies und Feinkies bestand.

Resultate

Im Bennwilerbach waren sowohl die absolute Zahl der gefangenen Krebse als auch deren Dichte (Krebse/m) höher als in der Lützel und im Bösenbach. Im Bennwilerbach und in der Lützel bei Neumühle (a) wurden bei der zweiten Begehung rund zwei Mal so viele Dohlenkrebse erfasst wie bei der ersten Begehung. Im Bösenbach waren es vier Mal so viele. Trotzdem war die Krebsdichte im Bösenbach gegenüber den anderen beiden Herkunftsgewässern während beiden Begehungen deutlich geringer. Erstaunlich ist auch die Verschiebung des Geschlechterverhältnisses (m:w). Bei der ersten Begehung betrug dieses im Bennwilerbach und in beiden Abschnitten der Lützel 1:1 sowie im Bösenbach 2:1. Bei der zweiten Begehung betrugen die Geschlechterverhältnisse in der Lützel bei Neumühle (a) 1:2.5 und in der Lützel bei Neuhaus (b) 1:4. Im Bennwilerbach und im Bösenbach verschob sich das Geschlechterverhältnis hingegen nur geringfügig. Jungtiere wurden aufgrund ihrer geringen Grösse praktisch keine gefunden (Tab. 3). Im Bennwilerbach und in der Lützel waren die Dohlenkrebse ausserdem sehr heterogen über die verschiedenen Abschnitte verteilt, wobei die Häufigkeit der Dohlenkrebse im Bennwilerbach gegen Ende des Untersuchungsbereichs markant abnahm. Auffällig im Bösenbach war, dass die Dohlenkrebse mit zunehmender Fliessstrecke flussaufwärts ebenfalls immer weniger wurden (Abb. 3).

Die Bestandesschätzungen ergaben für den Bennwilerbach ungefähr 2000, für den Abschnitt in der Lützel bei Neumühle etwa 500 und für den Abschnitt bei Neuhaus rund 370 Dohlenkrebse. Ausgehend von den Bestandesschätzungen konnte die Population im Bennwilerbach mit durchschnittlich 111 Dohlenkrebsen/100 m Uferlänge als hervorragend bezeichnet werden. Vor allem die ersten zwei Drittel wiesen einen hervorragenden oder zumindest einen guten Zustand auf, während das letzte Drittel in Richtung Bennwil eher auf einen schlechten Zustand der Population hindeutete. Die Population in der

Auswertungsversion	1	2	3	
Allgemein				
Fließgewässerbreite	2 = 0.5–5 m 0 = schmaler/breiter			
Fließgewässertiefe	2 = 0.2–1 m 0 = seichter/tiefer			
Stromschnellen (Riffle) und strömungsberuhigte Stellen (Pool) [(Riffle + Pool)/Abschnittslänge] * 100	2 = > 10 1 = 5–9.9 0 = 0–4.9			2 = 0–4.9 1 = 5–9.9 0 = > 10
Totholz	2 = Ja 0 = Nein	1 = Ja 0 = Nein	3 = > 20 % 1 = 10 %	
Ufer	1. Jede Uferseite wurde nach untenstehendem Schema beurteilt 2. (Punktzahl linkes Ufer + Punktzahl rechtes Ufer) / 2			
Feine Wurzeln	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %	
Senkrechte Ufer	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %		
Unterstände unter Steinen	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %			
Unterstände unter Bäumen	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %		3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %
Überhängende Vegetation	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %			
Laubbäume am Ufer	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %			
Gewässersohle				
Partikuläres organisches Material	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %		3 = > 20 % 1 = 10 %	
Moos	3 = > 50 % 2 = 20–40 % 1 = 10 %			
Algen	2 = 20–40 % 1 = 10 % 0 = > 50 %			
Korngrößenklassen Blöcke (> 40 cm) Grosse Steine (20–40 cm) Steine (6.3–20 cm) Grobkies (2–6.3 cm) Feinkies (0.2–2 cm) Sand (0.063–2 mm) Schluff (< 0.063 mm) anstehender Fels Die Deckungsgrade der verschiedenen Korngrößenklassen wurden zuerst addiert und dann bepunktet.	Blöcke + grosse Steine + Steine 3 = > 65 % 2 = 40–60 % 1 = 15–35 % 0 = 0–10 %	Blöcke + grosse Steine 3 = 0–15 % 0 = 20–100 %	Blöcke + grosse Steine 3 = 0–10 % 2 = 15–25 % 1 = 30–40 % 0 = > 45 %	
	Grobkies + Feinkies + Sand + Schluff + anstehender Fels 3 = 0–30 % 2 = 35–45 % 1 = 50–70 % 0 = > 75 %	Steine + Grobkies 3 = 0–100 % 0 = 0–65 %	Steine + Grobkies + Feinkies 3 = > 80 % 2 = 55–75 % 1 = 30–50 % 0 = 0–25 %	
		Feinkies + Sand + Schluff + anstehender Fels 3 = 0–10 % 0 = 15–100 %	Sand + Schluff 3 = 0–5 % 2 = 10–15 % 1 = 20–25 % 0 = > 30 %	
				anstehender Fels 3 = 0–5 % 2 = 15–35 % 1 = 40–60 % 0 = > 65 %
	Gruppen von grossen Blöcken	1 = Ja 0 = Nein		

Tab. 2: Parameter, deren Berechnungen sowie die Einteilungen in die Punkteklassen für die Auswertungsversionen 1, 2 und 3. Die Zahlen vor dem = stehen für die zugeteilten Punkte. Die grauen Felder stehen für nicht berücksichtigte Parameter.

Bach	1. Begehung		2. Begehung	
	Anzahl	Individuen/m	Anzahl	Individuen/m
Bennwilerbach	491 (259 ♂, 232 ♀)	0.27	972 (457 ♂, 510 ♀, 5 J.)	0.54
Lützel (a)	149 (78 ♂, 71 ♀)	0.25	256 (72 ♂, 184 ♀)	0.43
Lützel (b)	187 (97 ♂, 90 ♀)	0.27	147 (30 ♂, 117 ♀)	0.21
Bösenbach	19 (12 ♂, 7 ♀)	0.03	83 (46 ♂, 37 ♀)	0.14

Tab. 3: Erfasste Dohlenkrebse in den Herkunftsgewässern während der ersten und der zweiten Begehung. Angegeben sind die absoluten Zahlen sowie die Dichte.

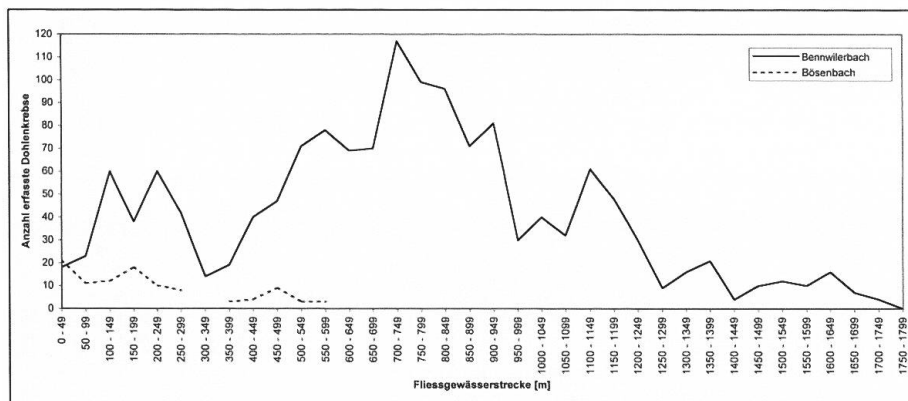


Abb. 3: Anzahl erfasste Dohlenkrebse im Bennwilerbach (ab den Koordinaten 626.369/250.791 flussaufwärts) und im Bösenbach (ab den Koordinaten 591.604/254.361 flussaufwärts). Die Fangzahlen der ersten und der zweiten Begehung wurden addiert. Im Bösenbach wurden zwischen 300 und 349 m keine Daten erhoben, da der Abschnitt unzugänglich war.

Lützel konnte mit durchschnittlich rund 68 Dohlenkrebsen/100 m Uferlänge (Abschnitt Neumühle und Neuhaus zusammen) als gut betrachtet werden. Mit nur gerade durchschnittlich 13 Dohlenkrebsen/100 m Uferlänge schnitt die Population im Bösenbach am schlechtesten ab.

2006 wurden in den Eschenbrunnenbach 18 Dohlenkrebse eingesetzt. Die Anzahl Krebse, welche im selben Jahr in die Hintere Frenke eingesetzt wurden, ist nicht bekannt. 2007 wurden in den Dambechbach 64, in den Hemmikerbach 63, in das Tschabrunnenbächli 35, in den Wintersingerbach 18, in das Talbächli 141, in den Birsig 66, in das Rickenbächli 18 und in die Hintere Frenke 50 Dohlenkrebse eingesetzt (Tab 1). Von diesen neun Besatzgewässern konnten im Dambechbach, im Hemmikerbach und im Talbächli während der ersten und der zweiten sowie im Birsig während der ersten Begehung Dohlenkrebse nachgewiesen werden. Im Talbächli konnten mit 14 und 20 Individuen am meisten und im Birsig mit nur 2 Individuen am wenigsten Dohlenkrebse erfasst werden. Im Hemmikerbach war erstaunlich,

dass bei der zweiten Begehung nur noch ein Dohlenkrebs erfasst wurde, während bei der ersten Begehung noch 8 gefunden wurden. Im Dambechbach wurden hingegen während beiden Begehungen mit 14 und 13 Individuen jeweils etwa gleich viele Dohlenkrebse erfasst. Die wieder gefundenen Anteile an den eingesetzten Dohlenkrebsbeständen betrugen zwischen 1.6 und 21.9 %. Jungtiere wurden in keinem Besatzgewässer beobachtet. Die Dohlenkrebsdichten waren mit 0.001–0.014 Individuen/m zudem in allen vier Gewässern sehr tief (Tab. 4). Im Rickenbächli, im Wintersingerbach, im Eschenbrunnenbach, im Tschabrunnenbächli und in der Hintere Frenke konnten keine Dohlenkrebse erfasst werden.

Bei den Beziehungen zwischen den Dohlenkrebsdichten und den Habitatwerten konnten mit der Auswertungsversion 2 stets die besten Korrelationen erzielt werden, wobei diese nur im Bennwilerbach gut war. In den übrigen Fließgewässern war die Auswertungsversion 2 nur minimal besser als die Auswertungsversionen 1 und 3. Unter Einbezug der Daten des Bennwilerbachs

und des Bösenbachs waren die Korrelationen zudem besser als unter Berücksichtigung der Daten aller Herkunftsgewässer (Tab. 5).

Beruhend auf den Daten der Auswertungsversion 2 wurde in den Herkunftsgewässern und in den Besatzgewässern, in denen Dohlenkrebse nachgewiesen wurden, ein durchschnittlicher Habitatwert von 7 erzielt. Der durchschnittliche Habitatwert in den Gewässern, in denen keine Dohlenkrebse nachgewiesen wurden, betrug 6.5. Der Eschenbrunnenbach wies einen durchschnittlichen Habitatwert von 9.5, der Dambechbach von 8.5, der Bennwilerbach von 8, der Hemmikerbach von 8, der Birsig von 7.5, die Lützel bei Neumühle von 7, der Wintersingerbach von 7, die Lützel bei Neuhaus von 6, das Tschabrunnenbächli von 6, das Talbächli von 5.5, das Rickenbächli von 5.5, der Bösenbach von 5 sowie die Hintere Frenke von 4.5 auf.

Diskussion

Ein Vergleich zwischen den aktuellen Umsiedlungen aus dem Kanton Basel-Landschaft und anderen Umsiedlungsprojekten ist schwierig. Insgesamt liegen eher wenige Ergebnisse aus anderen Krebsumsiedlungen vor und zudem scheint der Zeitpunkt für eine Erfolgskontrolle etwas verfrüht zu sein. In Liechtenstein wurden 1985 109 Dohlenkrebse in ein Gewässersystem umgesiedelt. Dieses besteht aus zwei parallel verlaufenden Bächen und ist insgesamt etwa 1640 m lang. Der Bestand hat sich bis 1997 auf etwa 2000 Individuen vergrössert. Dieses Resultat wird als gut, aber nicht als aussergewöhnlich bezeichnet (Bohl 1997). Auch in der Schweiz im Kanton Aargau wurde vor ein paar Jahren eine Dohlenkrebsumsiedlung durchgeführt (Stucki 2002). Die Untersuchungen sind zurzeit am Laufen, deshalb können noch keine Angaben zum Erfolg gemacht werden (Stucki schriftl. Mittei-

Fliessgewässer	Eingesetzt	Gefunden 1. Begehung 2. Begehung	Individuen/m	Anteil an einge- setztem Krebs- bestand [%]	Alter der erfassten Krebse [Jahre]
Dambechbach	64 (28 ♂, 28 ♀, 8 J)	14 (4 ♂, 5 ♀, 5 *) 13 (5 ♂, 8 ♀)	0.014 0.013	21.9 20.3	3–10 3–12
Hemmikerbach	63 (27 ♂, 29 ♀, 7 J)	8 (6 ♂, 2 ♀) 1 (♀)	0.014 0.002	12.7 1.6	3–8 6
Talbächli	141 (90 ♂, 47 ♀, 4 J)	14 (10 ♂, 3 ♀, 1 *) 20 (8 ♂, 10 ♀, 2 *)	0.001 0.013	9.9 14.2	6–13 4–13
Birsig	66 (37 ♂, 18 ♀, 11 J)	2 (♂) 0 0	0.001 –	3 0	8 –

Tab. 4: Erfasste Dohlenkrebse in den Besatzgewässern. Sämtliche Dohlenkrebse wurden im Jahr 2007 umgesiedelt. J steht für Jungtiere. Bei den markierten (*) Krebsen handelt es sich um Tiere, welche beim Fangversuch entwischten.

Auswertungsversion	n	r 1	r 2	r 3
Bennwilerbach	18	0.47	0.69	0.26
Bösenbach	11	-0.09	0.22	0.06
Lützel a (Neumühle)	9	-0.68	-0.33	-0.67
Lützel b (Neuhaus)	15	0.35	0.39	0.30
Bennwilerbach + Lützel a + b + Bösenbach	53	0.28	0.58	0.33
Bennwilerbach + Bösenbach	29	0.46	0.71	0.42

Tab. 5: Korrelationskoeffizient (r) zwischen den Habitatwerten der verschiedenen Fliessgewässer und den Dohlenkrebsdichten. Gerechnet für alle drei Auswertungsversionen. n entspricht der Anzahl der bewerteten Abschnitte eines Fliessgewässers.

lung). Es kann also durchaus ein paar Jahre dauern, bis sich ein Erfolg einstellt und erkennbar wird. Dementsprechend kann auch noch nicht beurteilt werden, wie erfolgreich die Umsiedlungen im Kanton Basel-Landschaft tatsächlich sind, da die Umsiedlungen maximal zwei Jahre zurückliegen. Im ersten Jahr nach einer Umsiedlung ist die Wahrscheinlichkeit eines Beobachtungserfolgs von Jungtieren aufgrund der geringen Mobilität und Körpergrösse ohnehin geringer als in den darauf folgenden Jahren. Eine Umsiedlung kann also erst dann als erfolgreich betrachtet werden, wenn der möglicherweise im Fliessgewässer geborene Nachwuchs eine Grösse erreicht hat, mit welcher er auch auffindbar ist (Patzner 2003). Je nach Eigenschaften des Fliessgewässers dürfte dies gemäss den Erfahrungen ab etwa dem zweiten, sicher aber ab dem dritten Jahr der Fall sein. Die jüngsten erfassten Dohlenkrebse waren etwa drei Jahre alt und wurden im Dambechbach und im Hemmikerbach gefunden. Da die Umsiedlungen in diesen Bächen im Jahr 2007 erfolgten, muss es sich bei diesen Tieren folglich um Besatzkrebse handeln, sofern davon ausgegangen wird, dass Dohlenkrebse in diesem Fliessgewässer nicht schon vor der Umsiedlung vorkamen.

Die markant abnehmende Anzahl Dohlenkrebse gegen Ende des Untersuchungsbereichs im Bennwilerbach hängt wahrscheinlich mit einem Fischsterben zusammen, welches im Juli 2007 in der Ortschaft Bennwil stattgefunden hat. Eine Ursache für dieses Fischsterben konnte allerdings nicht gefunden werden (Huser 2007). Die Folge dieses Ereignisses war, dass auf einer rund 500 m langen Strecke flussabwärts der Dohlenkrebsbestand vernichtet wurde (Zopfi mündl. Mitteilung). Im Bösenbach ist die Zahl der erfassten Dohlenkrebse hingegen etwas beunruhigend. Bei den aktuellen Erhebungen wurden über 60 % weniger Dohlenkrebse erfasst als bei einer Untersuchung im September 2006 (Zopfi schriftl. Mitteilung). Der Untersuchungszeitpunkt dürfte aber einen Einfluss auf die Fangzahlen haben, da im Herbst die Paarung stattfindet (Stucki und Zaugg 2005).

Sehr wahrscheinlich sind die grössere Anzahl an erfassten Dohlenkrebsen und die zum Teil

massiven Verschiebungen des Geschlechterverhältnisses zwischen der ersten und der zweiten Begehung auf den Lebenszyklus und die Fortpflanzungsstrategie der Flusskrebse zurückzuführen. Zum Zeitpunkt, an dem die Weibchen eiertragend sind, also zwischen Anfang Oktober und dem Frühsommer des kommenden Jahres (Stucki und Zaugg 2005), sind die weiblichen Flusskrebse inaktiv. Die Männchen dominieren in diesem Zeitraum, weil sich die eiertragenden Weibchen vorwiegend im Verborgenen aufhalten. Die Dominanz der Weibchen bei den zweiten Begehungen kann daher auf die höhere Aktivität nach dem Schlüpfen und dem Ablösen der Jungtiere zurückgeführt werden. Die Weibchen müssen sofort alle Gelegenheiten wahrnehmen, um möglichst rasch genug Nahrung für die nächste Fortpflanzungsperiode zu sammeln, welche Anfang Herbst wieder beginnt (Westin und Gydemo 1988).

Ein Grund, dass wenig oder sogar keine Dohlenkrebse in den Besatzgewässern nachgewiesen werden konnten, könnte auch an den falsch gewählten Geschlechterverhältnissen bei den Besatzpopulationen und an den zu geringen Mengen an ausgesetzten Dohlenkrebsen liegen. Die Geschlechterverhältnisse wurden meistens so gewählt, dass sie etwa 2:1 (m:w) betrugen. Oder zumindest wurden weniger Weibchen als Männchen eingesetzt, was schlecht ist. Die Besatzkrebse sollten bei der Umsiedlung laut Kemp et al. (2003) ein Geschlechterverhältnis von 1:1, laut Stucki und Zaugg (2006) von 1:2 und gemäss Schulz et al. (2002) von 1:3 aufweisen. Hinzu kommt, dass nur im Dambechbach, im Hemmikerbach, im Talbächli und im Birsig die Mindestanzahl von 50 Dohlenkrebsen (Kemp et al. 2003) eingesetzt wurde. Interessant ist, dass es sich dabei genau um jene Fliessgewässer handelt, in denen Dohlenkrebse nachgewiesen werden konnten.

Die mittelmässigen und schlechten Korrelationen zwischen den Habitatwerten und den Krebsdichten können von verschiedenen Faktoren abhängen. Ein möglicher Punkt könnte sein, dass mit dem Erhebungsbogen nicht alle Parameter erfasst werden, welche die Dohlenkrebsverbreitung beeinflussen. Faktoren wie eine Vergiftung werden mit dem Erhebungsbogen nicht

erfasst und können somit in der Auswertung auch nicht berücksichtigt werden, was wiederum die Korrelation negativ beeinflusst. Ein methodisches Problem besteht auch darin, dass die Abschnitte der Habitatuntersuchung nicht exakt mit den Abschnitten der Dohlenkrebsuntersuchungen übereinstimmen.

Ein Grundproblem bei der Erfassung der Habitatstrukturen besteht in der Abschnittsbegrenzung. Bei der Entwicklung der Methode und auch später bei der Anwendung wurden Bedingungen festgelegt, bei denen mit einem neuen Abschnitt begonnen werden sollte. Jedoch gibt es immer wieder Ausnahmen und Grenzfälle, welche sich nicht immer eindeutig bewerten lassen. Die Abschnittsfestlegung sowie auch die Habitaterfassung dürften deshalb stark subjektiv sein. Eine repräsentative Bewertung der Parameter wird mit zunehmender Abschnittslänge ebenfalls erschwert.

Da bei Auswertungsversion 1 sämtliche Parameter aus der Literatur vorgegeben sind, besteht die Schwierigkeit hier in der Bewertung der Daten. Die Klasseneinteilungen und deren Gewichtungen können mit Literaturangaben nur begrenzt begründet werden. Zwar haben alle Parameter eine Auswirkung auf die Dohlenkrebsabundanz, jedoch ist in der Literatur selten erwähnt, wie gross der Einfluss tatsächlich ist. Es ist unklar, wie die Prozentklassen gebildet und die Punkte vergeben werden sollen. Trotz der guten Ergebnisse, welche mit der Auswertungsversion 2 erzielt wurden, kann nicht definitiv davon ausgegangen werden, dass es sich hierbei tatsächlich um die bestmögliche Bewertung handelt. Aufgrund der zahlreichen Auswertungsmöglichkeiten besteht die Möglichkeit, dass noch bessere Resultate erzielt werden können. Im Gegensatz zu den ersten beiden Versionen, ist die Auswertungsversion 3 weniger anfällig auf Fehler, da die Bewertungen und Klasseneinteilungen frei erfolgen können. Die Resultate dieser Version sind jedoch ähnlich schlecht oder noch schlechter, wie die der Auswertungsversion 1.

Die negativen Korrelationen zwischen den Krebsdichten und den Habitatwerten in der Lützel im Bereich von Neumühle könnten dadurch entstanden sein, dass die Methode zur Habitat-

aufnahme und deren Bewertung nicht für alle Gewässer geeignet ist. Eventuell sind die unterschiedlichen Dimensionen der Fliessgewässer ein Problem und Vergleiche unter Umständen problematisch. Eventuell müssten für verschiedene Gewässertypen unterschiedliche Bewertungssysteme oder sogar andere Erhebungsmethoden geschaffen werden. Die ausschlaggebenden Faktoren, ob ein Gewässer mit dem vorliegenden Verfahren erfasst und bewertet werden kann, sind für die Habitataufnahme die Gewässerbreite und für die Krebserfassung die Gewässertiefe. Die Breite sollte nicht mehr als 3.5 m und die Tiefe nicht mehr als 0.8 m betragen. Wird die zu untersuchende Fläche zu gross, reicht die vorgegebene Zeit von 15 Minuten für die Dohlenkrebsuche zudem nicht mehr aus. Nebst den methodischen Ursachen muss auch beachtet werden, dass die Natur nicht an theoretische Schemen gebunden ist, wie das Beispiel aus dem Bösenbach zeigt. Der erste untersuchte Abschnitt in diesem Fliessgewässer weist einen der schlechtesten Habitatwerte dieses Gewässers auf. Die Ufer sind verbaut, die Sohle war im Sommer mit Algen überwuchert und zudem betrug der Wasserstand nur wenige cm, so dass kaum eine Strömung bestand. Trotzdem entsprach die Dohlenkrebsdichte an diesem Standort mit 0.24 Individuen/m dem zweithöchsten Wert des gesamten Fliessgewässers. Dies bedeutet, dass die Bewertung oder auch die Methode zur Habitataufnahme keine scharfen Aussagen liefert und die Prognosekraft beschränkt ist. Die ungleiche Verteilung der Dohlenkrebse könnte jedoch auch durch die organismische Drift, wie sie beispielsweise bei Insektenlarven und anderen Makroinvertebraten existiert (Schwoerbel und Brendelberger 2005), zustande gekommen sein.

Konzept zum Management von Dohlenkrebsbeständen

Nachdem ein potentielles Zielgewässer für Umsiedlungen ausgewählt wurde, kann mit dem Schlüssel zur Bewertung der Abschnitte eines Fliessgewässers (Abb. 4) überprüft werden, welche Abschnitte im Fliessgewässer am ehesten für eine Umsiedlung in Frage kommen.

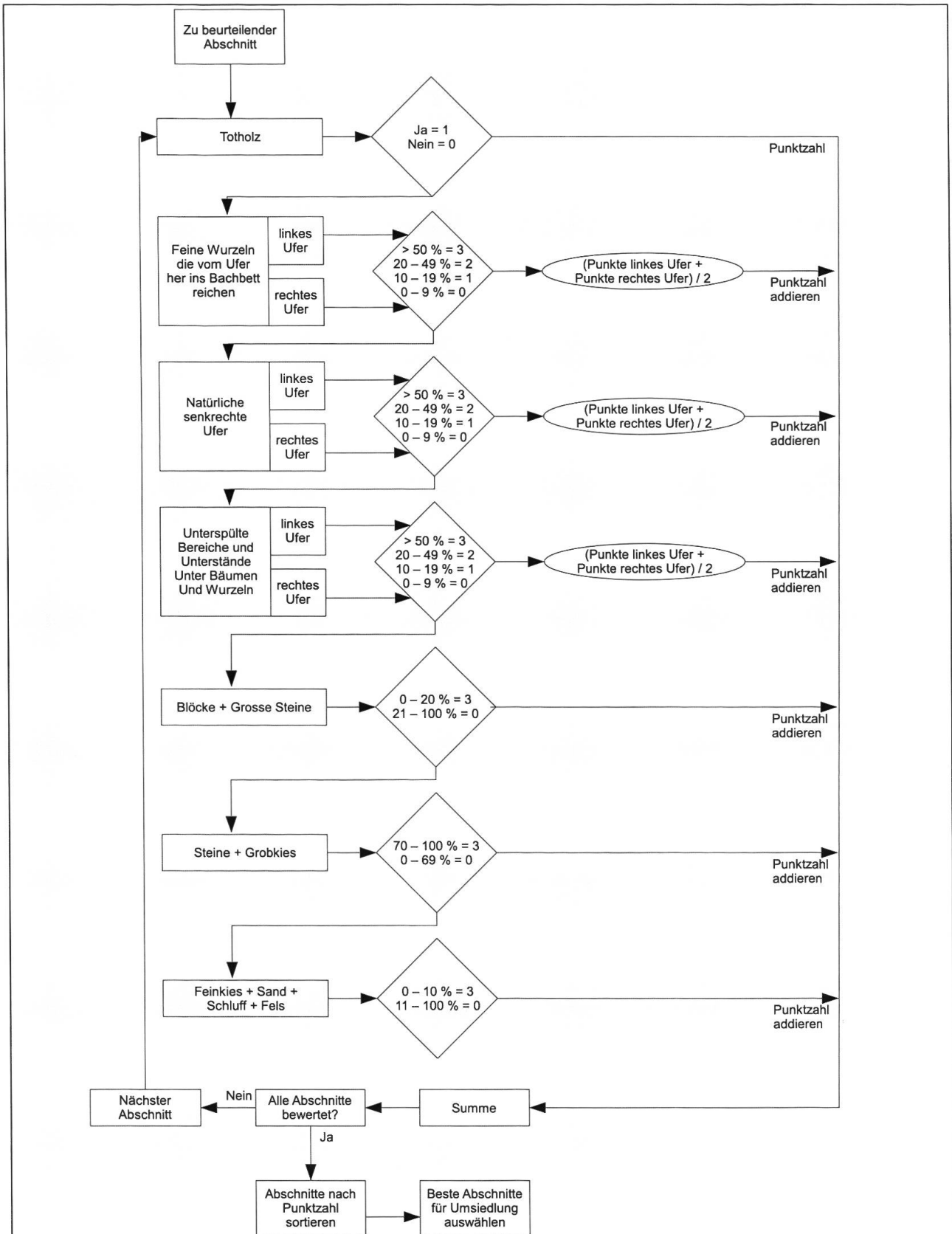


Abb. 4: Methodik zur Bewertung der Abschnitte eines Fließgewässers.

Die Bewertung des Fliessgewässers startet bei der Mündung beziehungsweise am letzten Punkt, welcher für eine Umsiedlung in Frage kommt und erfolgt abschnittsweise flussaufwärts. Es wird empfohlen, die Abschnitte jeweils direkt im Feld auf einer Landkarte (1:5000) einzuzeichnen. Damit können bei der späteren Auswertung die Abschnitte den richtigen Daten zugeordnet werden. Ein Abschnitt verläuft jeweils so lange, bis sich ein bestimmtes morphologisches Merkmal innerhalb des Gewässers ändert oder ein massives Bauwerk das Fliessgewässer stört. Bei folgenden Punkten sollte mit der Erfassung eines neuen Abschnitts begonnen werden:

- Bei einer Änderung des Totholzanteils: Wenn beispielsweise plötzlich kein Totholz mehr vorkommt.
- Bei charakteristischen Änderungen des Ufers: Wenn das Ufer von einem natürlichen Zustand in einen verbauten Zustand übergeht, wenn die feinen Wurzeln, die senkrechten Ufer oder die Unterstände unter Bäumen merklich ab- oder zunehmen.
- Bei charakteristischen Änderungen der Sohle: Wenn sich der Anteil des Substrats von «Blöcken + grossen Steinen» zu «Steinen + Grobkies» oder zu «Feinkies + Sand + Schluff + anstehendem Fels» merklich verschiebt (oder umgekehrt).
- Bei Eindolungen und verbauten Sohlen die länger als 5 m sind.

Sobald ein Abschnitt definiert ist, kann er bewertet werden. Wenn beispielsweise das linke Ufer zu etwa 30 % mit feinen Wurzeln versehen ist, werden 2 Punkte zugeteilt. Auf diese Weise werden alle Parameter eines Abschnitts bewertet und die Punkte für jeden Abschnitt im Anschluss an die Bewertung addiert. Nachdem das Fliessgewässer fertig untersucht wurde, werden die Abschnitte mit der höchsten Punktzahl für die Umsiedlung ausgewählt. Dabei sollten mehrere zusammenhängende Abschnitte mit einem durchschnittlichen Habitatwert, einem sehr gut bewerteten Abschnitt inmitten von schlecht bewerteten Abschnitten vorgezogen werden. Je länger die Abschnitte einzeln oder in der Summe sind, desto grösser sind wahrscheinlich die Chancen für eine erfolgreiche Umsiedlung. Umsiedlungen sollten erst ab einem Habitatwert von

7 erfolgen. Abhängig von der Anzahl Abschnitte können mit dieser Methode pro Stunde etwa 200 – 250 m Fliessgewässer bearbeitet werden.

Die Bestände, die sich in den Besatzgewässern halten konnten, sollten mit weiteren Dohlenkrebsumsiedlungen unterstützt werden. Um einen langfristigen Erfolg zu erzielen, müssen die Umsiedlungen während mindestens drei Jahren in Folge wiederholt werden (Schulz et al. 2002). In den nächsten zwei Jahren sollten demzufolge auf jeden Fall mindestens zwischen 50 und 100 Dohlenkrebse in den Dambechbach, das Talbächli und den Birsig umgesiedelt werden. Wenn mehr Dohlenkrebse zur Verfügung stehen, können auch mehr eingesetzt werden (Kemp et al. 2003). Auf weitere Umsiedlungen in den Hemmikerbach sollte verzichtet werden, bis die Probleme mit dem eingeleiteten Abwasser einer nahe gelegenen Landwirtschaft gelöst sind. Die Überwachung dieser vier Gewässer sollte sich auf mindestens zehn Jahre erstrecken. Während der ersten drei Jahre sollte die umgesiedelte Population jährlich mittels nächtlichen Begehungen untersucht werden. Dann erfolgen im fünften, siebten und schliesslich im zehnten Jahr weitere Untersuchungen (Kemp et al. 2003).

Ausgehend vom ermittelten Referenzwert für Dohlenkrebsumsiedlungen ist zu empfehlen, nebst den drei erwähnten Besatzgewässern, wiederholte Umsiedlungen im Eschenbrunnenbach und im Wintersingerbach vorzunehmen. Ebenfalls in Frage käme eine erneute Umsiedlung in die Hintere Frenke, obwohl der durchschnittliche Habitatwert der schlechteste aller Gewässer ist. Dies liegt daran, dass vor allem die oberen Abschnitte schlecht bewertet wurden. Die ersten paar hundert Meter ab Untersuchungsbeginn scheinen durchaus geeignet zu sein. Im Rickenbächli und im Tschabrunnenbächli sollten keine Umsiedlungen mehr durchgeführt werden. Obwohl in diesen fünf Fliessgewässern keine Krebse erfasst wurden, sollte die Überwachung gemäss dem oben erwähnten Standard durchgeführt werden.

Bei der Gewinnung der Besatzkrebse sollten pro Jahr jeweils nicht mehr als 10 % der Dohlenkrebse eines Gesamtbestandes gefangen werden (Kemp et al. 2003). Demnach können dem Bennwilerbach etwa 150–200 Dohlenkrebse pro

Jahr entnommen werden. Für die Lützel ist die Abschätzung schwieriger, da der Gesamtbestand anhand der vorhandenen Daten kaum abgeschätzt werden kann. Die tolerierbare Entnahmemenge dürfte jedoch höher liegen als beim Bennwilerbach, da das Gewässer um einiges länger ist und nur ein Teil untersucht wurde. Hingegen wird empfohlen, aus dem Bösenbach keine Dohlenkrebse mehr zu entnehmen, da der Bestand wahrscheinlich zu gering ist. Damit keine Übernutzung der Herkunftsgewässer stattfindet, sollten die Abschätzungen der Populationsgrößen periodisch neu erfolgen. Nur so kann beurteilt werden, wie viele Tiere in den nächsten Jahren tatsächlich entnommen werden dürfen.

Der Erhebungsbogen zur Erfassung der Gewässerstrukturen und die Methode zur Beurteilung der Abschnitte wurden an Gewässern im Kanton Basel-Landschaft entwickelt und getestet. Damit die Erhebungsmethode und die Auswertungen optimiert und die Methode zur Beurteilung der Abschnitte noch effizienter gestaltet werden können, sollten noch mehr Anwendungstests durchgeführt werden. Dabei wäre wünschenswert, wenn sich andere Kantone mit Dohlenkrebsvorkommen an diesen Tests beteiligen. Es wäre interessant zu erfahren, welche Resultate in den anderen Regionen und den unterschiedlichen Fließgewässern entstehen.

Dank

Der Dank der Autoren geht an Daniel Zopfi und Gabriel Sutter von der Abteilung Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen des Kantons Basel-Landschaft für die technische Unterstützung und für die Bereitstellung der Daten früherer Dohlenkrebsuntersuchungen. Ein spezieller Dank geht an Dino Babbi, welcher auf sämtlichen Feldbegehungen mit tatkräftiger Unterstützung dabei war.

Literatur

- BGF (1991): Bundesgesetz über die Fischerei 923.0, vom 21. Juni 1991 (Stand am 1. August 2008), http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923_0.html.
- Bohl, E. (1997): An isolated population of the White-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in the principality of Liechtenstein. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 347: 701–712.
- Brown, D.J. & K. Bowler (1978): The relationship between size and age throughout the life cycle in *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Crayfish* 4: 35–42.
- Holdich, D. (2003): Ecology of the White-clawed Crayfish – Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 1. English Nature, Peterborough.
- Huser, M. (2007): Abklärungen am Bennwilerbach Bennwil im Zusammenhang mit einem Fischsterben. Amt für Umweltschutz und Energie Kanton Basel-Landschaft, Liestal.
- Hütte, M. & P. Niederhauser (1998): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz: Ökomorphologie Stufe F (flächen-deckend). BUWAL, Bern.
- IUCN (2008): IUCN Red List of Threatened Species: *Austropotamobius pallipes*. <http://www.iucnredlist.org/details/2430>.
- Jean-Richard, P. & H. Keller (1994): Krebse in der Schweiz. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- Kemp, E., N. Birkinshaw, S. Peay & P.D. Hiley (2003): Reintroducing the White-clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes* – Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 1. English Nature, Peterborough.
- Naura, M. & M. Robinson (1998): Principles of using River Habitat Survey to predict the distribution of aquatic species: an example applied to the native White-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 8: 515–527.
- Patzner, R. A. (2003): Flusskrebse und Grossmuscheln im Bundesland Salzburg. Institut für Zoologie Universität Salzburg, Salzburg.
- Peay, S. (2003): Monitoring the White-clawed Crayfish – Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 1. English Nature, Peterborough.
- Renai, B., S. Bertocchi, S. Brusconi, F. Ghepari, F. Grandjean, M. Lebboroni, B. Parinet, C. Souty-Grosset & M. Trouilhe (2006): Ecological characterisation of streams in Tuscany (Italy) for the management of the threatened crayfish *Austropotamobius pallipes* complex. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380–381: 1095–1114.
- Schulz, R., T. Stucki & C. Souty-Grosset (2002): Roundtable Session 4a – Management: Reintroductions and restocking. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367: 917 – 922.

- Schwoerbel, J. & H. Brendelberger (2005): Einführung in die Limnologie. Spektrum Akademischer Verlag, München.
- Stucki, P. & B. Zaugg (2005): Decapoda Atlas – Fauna Helvetica 15. Centre suisse de cartographie de la Faune, Neuchâtel.
- Stucki, P. & B. Zaugg (2006): Nationaler Aktionsplan Flusskrebse. BAFU, Bern.
- Stucki, T. & P. Jean-Richard (1999): Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz – Mitteilung zur Fischerei Nr. 65. BUWAL, Bern.
- Stucki, T. (2002): Persönliche Mitteilung. In: R. Schulz, T. Stucki & C. Souty-Grosset (2002): Roundtable Session 4a – Management: Reintroductions and restocking. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 367: 917–922.
- Troschel, H.J. (2001): Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*). In: T. Fartmann, H. Gunnemann, P. Salm & E. Schröder (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg.
- Troschel, H.J. (2006): Flusskrebse (Decapoda). In: P. Schnitter, C. Eichen, G. Ellwanger, M. Neukirchen & E. Schröder (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- VBGF (1993): Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei 923.01, vom 24. November 1993 (Stand am 1. Juli 2008), http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923_01.html.
- Verordnung zum Fischereigesetz (1999), Systematische Gesetzessammlung des Kantons Basel-Landschaft Nr. 530.11, vom 29. Juni 1999 (Stand am 1. Januar 2000), http://www.baselland.ch/file-admin/baselland/files/docs/recht/sgs_5/530.11.pdf.
- Westin, L. & R. Gydemo (1988): Variation in sex ratio in the noble crayfish *Astacus astacus*: A reflection of yearly activity changes. Freshwater Crayfish 7: 115–120.
- Manuel Babbi*
Geispelgasse 14
CH-4132 Muttenz
mail@manuelbabbi.ch
- Andreas Graber*
Zürcher Hochschule für Angewandte Wissen-
schaften ZHAW
Institut UNR
CH-8820 Wädenswil
gras@zhaw.ch
- Dr. Daniel Küry*
Life Science AG
Greifengasse 7
CH-4058 Basel
daniel.kuery@lifescience.ch

