

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

77. Band · 2014

Wasserfallen für Amphibien

Praktische Anwendung im Artenmonitoring

Andreas Kronshage & Dieter Glandt (Hrsg.)

LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Landschaftsverband Westfalen-Lippe
Münster 2014

LWL

Für die Menschen.
Für Westfalen-Lippe.

Hinweise für Autoren

In der Zeitschrift **Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde** werden naturwissenschaftliche Beiträge veröffentlicht, die den Raum Westfalen betreffen. Druckfertige Manuskripte sind an die Schriftleitung zu senden.

Aufbau und Form des Manuskriptes:

1. Das Manuskript soll folgenden Aufbau haben: Überschrift, darunter Name (ausgeschrieben) und Wohnort des Autors, Inhaltsverzeichnis, kurze Zusammenfassung in deutscher Sprache, klar gegliederter Hauptteil, Literaturverzeichnis (Autoren alphabetisch geordnet), Anschrift des Verfassers.
2. Manuskript auf Diskette oder CD (gängiges Programm, etwa WORD) und einseitig ausgedruckt.
3. Die Literaturzitate sollen enthalten: Autor, Erscheinungsjahr, Titel der Arbeit, Name der Zeitschrift in den üblichen Kürzeln, Band, Seiten; bei Büchern sind Verlag und Erscheinungsort anzugeben. Beispiele:
KRAMER, H. (1962): Zum Vorkommen des Fischreihers in der Bundesrepublik Deutschland. - J. Orn. 103: 401 - 417.
RUNGE, F. (1992): Die Naturschutzgebiete Westfalens und des früheren Regierungsbezirks Osnabrück. 4. Aufl. - Aschendorff, Münster. Bei mehreren Autoren sind die Namen wie folgt zu nennen: MEYER, H., HUBER, A. & F. BAUER (1984):...
4. Besondere Schrifttypen im Text: fett, gesperrt, kursiv (wissenschaftliche Art- und Gattungsnamen sowie Namen von Pflanzengesellschaften), Kapitälchen (Autorennamen).
Abschnitte, die in Kleindruck gebracht werden können, am linken Rand mit „petit“ kennzeichnen.
5. Die Abbildungsvorlagen (Fotos, Zeichnungen, grafische Darstellungen) müssen bei Verkleinerung auf Satzspiegelgröße (12,6 x 19,8 cm) gut lesbar sein. Größere Abbildungen (z.B. Vegetationskarten und -tabellen) können nur in Ausnahmefällen nach Rücksprache mit der Schriftleitung gedruckt werden. Farbdrucke gehen zu Lasten der Autoren.
6. Fotos sind in schwarzweißen Hochglanzabzügen vorzulegen.
7. Die Unterschriften zu den Abbildungen und Tabellen sind nach Nummern geordnet (Abb. 1, Tab. 1 ...) auf einem separaten Blatt beizufügen.

Korrekturen:

Korrekturfahnen werden dem Autor einmalig zugestellt. Korrekturen gegen das Manuskript gehen auf Rechnung des Autors.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren allein verantwortlich.

Jeder/es Autor/Autorenteam erhält 50 Freixemplare/Sonderdrucke seiner Arbeit.

Schriftleitung Abhandlungen:

Dr. Bernd Tenbergen
LWL-Museum für Naturkunde
Sentruper Str. 285
D-48161 Münster

E-Mail: bernd.tenbergen@lwl.org

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

77. Band · 2014

Wasserfallen für Amphibien

Praktische Anwendung im Artenmonitoring

Andreas Kronshage & Dieter Glandt (Hrsg.)

LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Landschaftsverband Westfalen-Lippe
Münster 2014

Ab dem Jahr 2013 entspricht jedes Abhandlungsheft einem Band. Die Jahrgangszählung mit drei bis vier Einzelheften pro Jahr endete mit Heft 3 (2012)

Impressum

Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde

Herausgeber:
LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Sentruper Str. 285
48161 Münster

Tel.: 0251 / 591-05, Fax: 0251 / 591-6098

Druck: DruckVerlag Kettler, Bönen

Schriftleitung: Dr. Bernd Tenbergen

© 2014 Landschaftsverband Westfalen-Lippe

ISBN 978-3-940726-28-5
ISSN 0175-3495

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autorinnen und Autoren allein verantwortlich.

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form ohne schriftliche Genehmigung des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Vorwort

In 2012 fanden zwei Veranstaltungen zum Thema „Wasserfallen für Amphibien“ statt. Erstmals wurde in (Mittel)Europa dieses Thema mit einem breiten Spektrum an Fragestellungen aufgegriffen und eine Plattform zum Erfahrungsaustausch angeboten. Unter den Teilnehmern befanden sich Vertreter aus Naturschutzverwaltungen und -vereinigungen, freiberufliche Biologen und Mitarbeiter aus Planungsbüros sowie ehrenamtlich tätige Herpetologen und Kartierer. Die Teilnehmer hatten bereits praktische Erfahrungen beim Einsatz von Wasserfallen oder den Wunsch, den Umgang mit Wasserfallen zu optimieren, z. B. im Rahmen gutachterlicher oder wissenschaftlicher Tätigkeiten. An beiden Veranstaltungen nahmen insgesamt fast 50 Personen teil, darunter auch Teilnehmer aus Frankreich, Luxemburg und Österreich.

Am 4. und 5. Mai 2012 wurde die Tagung „Wasserfallen für Amphibien – Praktische Anwendung im Artenmonitoring“ am Heiligen Meer in der Außenstelle des LWL-Museums für Naturkunde (Recke, Kreis Steinfurt) durchgeführt. Vorträge und ein praktischer Geländeteil mit der Demonstration unterschiedlicher Lebendfallentypen wie Flaschen- und Eimerfallen oder Gaze- und Kastenreusen, darunter auch neue, bisher noch nicht in Europa verwendete amerikanische Wasserfallentypen, waren Bestandteil der Tagung. Die Teilnehmer konnten sich ein Bild über die Vielfalt, den tierschonenden Umgang und die Fängigkeit der verschiedenen Fallentypen machen.

Am 26.10.2012 traf sich eine kleine Runde von Experten zu einem Workshop „Wasserfallen für Amphibien – Einsatzmöglichkeiten bei Erfassung und FFH-Monitoring von Amphibien“ im LWL-Museum für Naturkunde in Münster, um das Thema zu vertiefen und Empfehlungen für den Umgang mit Wasserfallen zu erarbeiten. Im Vorfeld des Workshops wurde eine Expertenbefragung durchgeführt. Die Leitung der beiden Veranstaltungen lag bei den Unterzeichnern.

Die Ergebnisse der Tagung und aus dem Workshop sind in dem vorliegenden Band mit zahlreichen Beiträgen, die referiert oder zusätzlich eingeworben wurden, dokumentiert. Die bisher gemachten Erfahrungen, unter anderem in verschiedenen Bundesländern, die methodischen Vor- und Nachteile der Fallentypen und ihr effizienter Einsatz im Gewässer werden darin behandelt.

Der praktische Umgang mit den Wasserfallen wirft oft Fragen auf, vor allem wenn sie im Rahmen von Amphibien-Bestandserfassungen in regionalen und landesweiten Projekten, gutachterlichen Kartierungen oder beim europäischen FFH-Artenmonitoring (u. a. Kammolch, Kleiner Wasserfrosch) in vorgegebenen Zeitabständen genutzt werden, um eine Bestandseinschätzung zu erhalten.

Aktuelle Fragen, die in den letzten Jahren im Zusammenhang mit dem Einsatz von Wasserfallen auftraten, sind z. B.: Welcher Fallentyp ist der fängigste? Sollen mehrere Fallentypen in einer Untersuchung eingesetzt werden und wie viele Fallen müssten in einem Gewässer ausgebracht werden, um verlässliche Aussagen über den Amphibienbestand zu erhalten? Gibt es einen idealen Ausla-

geort eines Fallentyps in einem Gewässer, oder ist eine Kombination verschiedener Fallentypen sinnvoll? Kann die Arbeit mit Wasserfallen bundesweit standardisiert werden? Wie sind die gewonnenen Ergebnisse zu bewerten? Welche amphibienschutzrelevanten Erfahrungen gibt es bereits beim gesetzlich vorgeschriebenen FFH-Monitoring in den verschiedenen Bundesländern?

Insgesamt zeigen die Beiträge, dass das Thema stark kontrovers diskutiert wird und noch erheblicher Diskussionsbedarf bezüglich des Einsatzes von Wasserfallen etwa im Artenmonitoring besteht. So werden im Rahmen des FFH-Artenmonitorings in den Bundesländern unterschiedliche Fallentypen eingesetzt, die Interpretation der gewonnenen Fangergebnisse ist bei unzureichender Dokumentation und variierender Fallentypenverwendung schwierig. Die verschiedenen Fallentypen haben Vor- und Nachteile. Auch der richtige, tierschutzgerechte Umgang beim Einsatz der Fallen bleibt ein Diskussionspunkt, ebenso wie die mögliche Gefahr der Übertragung des Chytridpilzes bei den Geländearbeiten.

Einem einführenden Grundsatzbeitrag folgen Beiträge über den Einsatz und Umgang mit Wasserfallen sowie Ergebnisse aus Bestandserfassungen mit verschiedenen Fallentypen. Abgeschlossen wird der Band mit Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfallen, die bei weiteren Diskussionen als Grundlage genutzt werden sollten, z. B. bei einer Standardisierung und Optimierung der Vorgaben zum Artenmonitoring für den nächsten Berichtszeitraum im europaweiten FFH-Artenmonitoring. Eine zusammenfassende Publikation zum Thema Wasserfallen gab es bisher nicht. Schließlich folgt noch eine Auswahl-Bibliografie zum Thema. Zwischen der Tagung und dem Treffen einer Expertenrunde in 2012 bis zum Druck der Beiträge in 2014 liegen zwei Jahre. Neue Erkenntnisse, Entwicklungen und Literatur aus diesem Zeitraum konnten dennoch stellenweise berücksichtigt werden.

Mehr als die Hälfte der Beiträge in diesem Band stammt aus Nordrhein-Westfalen. Wir danken dem LWL-Museum für Naturkunde (Münster) für die Unterstützung bei der Durchführung der beiden Fachveranstaltungen und die Möglichkeit, die Ergebnisse in diesem Band zu publizieren. Die Ergebnisse werden so einem breiten Interessentenkreis aus Wissenschaft und Praxis zur Verfügung gestellt. Für die Überarbeitung der meisten englischen Zusammenfassungen danken wir David Dewsbury (Coleford / Großbritannien).

Recke und Ochtrup, Juni 2014

Dr. Andreas Kronshage
(LWL-Museum für Naturkunde /
Außenstelle Heiliges Meer)

Dr. Dieter Glandt
(früher Leiter des Biologischen Instituts Metelen)



Teilnehmer der Wasserfallen-Tagung vor der Außenstelle Heiliges Meer (Recke, Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen), 5.5.2012. Foto: T. Patzner.

Die Tagungsteilnehmer auf dem Bild (von links nach rechts):

Letzte Reihe: Christoph Artmeyer, Christian Beckmann, Dr. Manfred Haacks, Uwe Handke, Marita Seidel, Dr. Steffen Malt, Philipp Gräser, Dr. Alexander Borowski, Dietmar Klaus (verdeckt).

Mittlere Reihe: Patrick Lenhardt, Dr. Martine Marchand, Christian Neumann, Arno Geiger, Angelika Huesmann, Alexandra Schuster, Dr. Susanne Böll, Stéphane Bellenoue, Thomas Jenkel, Martin Schlüpmann, Dr. Andreas Kronshage, Christian Göcking.

Vordere Reihe: Sascha Schleich, Maike Wilhelm, Tobias Jüngerink, Kerstin Gonschorrek, Johanna Siewers, Magnus Süllwold, Benjamin Harders, Dr. Dieter Glandt, Julia Bliesener.

Nicht auf dem Bild ist Monika Deventer.

Am Workshop „Wasserfallen“ (26.10.2012, LWL-Museum für Naturkunde, Münster) nahmen teil: Christian Beckmann, Dr. Susanne Böll, Arno Geiger, Dr. Dieter Glandt, Christian Göcking, Dr. Manfred Haacks, Dr. Andreas Kronshage, Martin Schlüpmann, Klaus Weddeling, Franziska Werba.

Wasserfallen für Amphibien Praktische Anwendung im Artenmonitoring

Andreas Kronshage & Dieter Glandt (Hrsg.)

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis	9
Dieter Glandt	
Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung	9
Andreas Kronshage & Dieter Glandt	
Minnow traps from North America as tools for monitoring amphibians – first results from European newt populations	51
Julia Bliesener & Martin Schlüpmann	
Räumlich differenzierte Erfassung von Molchen (Gattungen <i>Mesotriton</i> , <i>Lissotriton</i> , <i>Triturus</i>) und deren Larven in Gewässern mittels Flaschenreusen – ein Beitrag zur Bedeutung von Ufer und Wassertiefe beim Einsatz von Wasserfallen	77
Martin Schlüpmann	
Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln	117
Kerstin Gonschorrek	
Erfassung der heimischen Molcharten im nördlichen Westfalen – ein Methodenvergleich	161
Bernd von Bülow	
Erfahrungen mit Unterwasserfallen für Amphibien	179
David Dewsbury	
A Novel, Effective and Safe Newt Trap	189

Stéphane Bellenoue	
Natura 2000 und Kammolche (<i>Triturus cristatus</i>) in der Champagne-Ardenne (Frankreich)	209
Birgit Blossat	
Negative Erfahrungen mit Flaschenreusen in amphibienreichen Kleingewässern der Eifel	219
Birgit Blossat	
Vergleich der Fängigkeit von Kleinfischreusen und Eimerreusen – Erste Ergebnisse aus verschiedenen Gewässern Nordrhein-Westfalens	225
Sascha Schleich	
Amphibiennachweise bei der Flusskrebserfassung mit Hilfe verschiedener Reusentypen	235
Gunnar Siedenschnur & Tasso Schikore	
Optimierung der „ORTMANN-Eimerreuse“ zum Fang von Molchen – Bauanleitung und Erfahrungsbericht zu ihrem Einsatz	245
Arno Geiger	
Einsatz von Wasserfallen für das FFH-Monitoring des Kammolches (<i>Triturus cristatus</i>) in Nordrhein-Westfalen – erste Auswertungen	257
Manfred Haacks	
Erfahrungen mit Wasserfallen im Rahmen des Kammolch-Monitorings in Schleswig-Holstein 2003 – 2012	271
Susanne Böll	
Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> über Wasserfallen	281
Andreas Kronshage, Martin Schlüpmann, Christian Beckmann, Klaus Weddeling, Arno Geiger, Manfred Haacks & Susanne Böll	
Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfallen bei Amphibienerfassungen	293
Andreas Kronshage & Dieter Glandt	
Auswahl-Bibliografie zum Thema Erfassung von Amphibien mittels Wasserfallen	359

Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung

Dieter Glandt (Ochtrup)

Zusammenfassung

Lange Zeit wurden Amphibien mit Keschern nachgewiesen und erfasst. In zunehmendem Maße werden stattdessen Wasserfallen eingesetzt, vor allem bei der Erfassung von adulten Molchen. Die beiden Methoden werden miteinander verglichen, Vor- und Nachteile diskutiert. Bei Falleneinsatz ist die Belastung für die Gewässer geringer, ebenso der physische Einsatz für den Untersucher. Bei anderen Kriterien wie Zeitersparnis, Standardisierbarkeit und Objektivierung, schneidet der Falleneinsatz nicht unbedingt besser ab als die Keschermethode. Die derzeit in Mitteleuropa gängigen Fallentypen werden vorgestellt und nach einem gewichteten Kriterienkatalog bewertet, wobei der Fängigkeit besonderer Stellenwert beigemessen wird. Weitere Kriterien sind Einsetzbarkeit, Handhabbarkeit, Transportfähigkeit, Haltbarkeit, Erhältlichkeit im Handel, die Kosten sowie schließlich der bislang kaum beachtete Aspekt des Tierschutzes. Keine der gängigen Fallentypen erfüllt alle Kriterien gleich gut. Die ideale Wasserfalle gibt es noch nicht. Bislang weitgehend ungeklärt ist zudem die Aussagekraft der Fallenfänge, bei denen es sich um Aktivitätsdichtewerte handelt. Fraglich ist, ob diese auch ein Maß für die tatsächlichen Siedlungsdichten (Abundanzen) im Gewässer darstellen. Hierzu müssten Fang-Wiederfang-Daten erhoben werden. Viele verhaltensbiologische und physiologische Fragen im Zusammenhang mit dem Falleneinsatz sind bislang unzureichend oder garnicht geklärt. Der Beitrag diskutiert Beispiele und will weitere Forschungen anregen. Dabei sollte besonders auch die Tierverträglichkeit (z. B. Stress für die gefangenen Tiere) der verschiedenen Fallentypen untersucht werden.

Summary

Funnel traps as tools for monitoring Amphibians – an analysis of recent status

For a long time amphibians have been caught and surveyed by netting. Increasingly, funnel traps are being used as tools for monitoring amphibians, mainly for adult newts. Both methods are compared; advantages as well as disadvantages are discussed. Using funnel traps causes less disturbance for the water ecosystems than netting and less physical work for the observer. By other criteria such as time saving, standardised procedures and objectivity, funnel

trapping is not necessarily a better method than netting. The predominantly used types of funnel traps in Central Europe are described and assessed. Of the applied criteria the catch rate should be the most important. Handling, durability, costs, availability from dealers and animal welfare are further criteria. None of the widely used types of trap fulfils all the criteria of assessment at high level. The ideal trap has not yet been constructed. The significance of the catches with respect to the real population size is not fully understood. Catches represent activity levels of the animals caught, but not real abundances. The latter are only obtained by applying mark-recapture methods. A lot of questions concerning behavioural biology and physiology by using funnel traps are not yet answered. Several examples are listed and discussed. Thus the contribution should stimulate further research. Above all, the aspects of animal welfare (e. g. stress of the animals caught) should be studied carefully.

1 Einleitung

Lange Zeit hat die Feldherpetologie in Europa auf einem methodisch sehr einfachen Niveau gearbeitet. Erst in neuerer Zeit mehren sich die Bemühungen, ausgefeiltere Freilandmethoden zu entwickeln. Die früheren Autoren haben meist ihre eigenen, ihnen passend erscheinenden Methoden entwickelt. Erst in jüngerer Zeit wird eine Standardisierung versucht, mit dem Ziel, von den einzelnen Beobachtern und ihren Vorerfahrungen unabhängig zu sein und so eine bessere Vergleichbarkeit der erhaltenen Daten zu ermöglichen.

Mittlerweile nimmt die Zahl der Publikationen, die sich feldherpetologischen Methoden widmen, rasch zu, so dass es nicht leicht fällt, die Übersicht zu behalten. Während für Nordamerika, insbesondere die USA, bereits umfangreiche Methodenbücher existieren (HEYER et al. 1994, OLSEN et al. 1997, DODD 2010, MCDIARMID et al. 2012) fehlen vergleichbare Werke für Europa. Ersatzweise kann auf zwei Tagungsbände (HENLE & VEITH 1997, HACHTEL et al. 2009) zurückgegriffen werden. Wünschenswert wären jedoch Methodenbücher wie sie bereits in der Feldornithologie zur Verfügung stehen, z. B. BERTHOLD et al. (1980), BIBBY et al. (1995) sowie SÜDBECK et al. (2005).

Amphibien werden traditionell mit dem Kescher nachgewiesen, sieht man einmal von der unmittelbaren Sichtbeobachtung sowie dem Verhören rufender Froschlurche ab (z. B. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2011). In zunehmendem Maße werden jedoch zum qualitativen Nachweis wie auch zur (halb-)quantitativen Erfassung von Amphibien im Laichgewässer, insbesondere von Molchen, Lebendfallen eingesetzt (z. B. VON BÜLOW 2001, KUPFER 2001, ORTMANN et al. 2005, ORTMANN 2009, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2000, 2011). In der Regel werden sie im Rahmen von Fachgutachten und wissenschaftlichen Spezialstudien verwendet. Mittlerweile gibt es die Forderung, zur Erfassung von Molchen im Rahmen des FFH-Monitorings Fallen einzusetzen, besonders der Anhang II-Art Kammmolch (*Triturus cristatus*). Durch ihren Einsatz erhofft man sich vor allem eine Standardisierung und bessere Vergleichbarkeit der Ergeb-

nisse (z. B. HAACKS et al. 2009, ORTMANN 2009). In Deutschland sind sie beim FFH-Monitoring des Kammmolches vorgeschrieben (PAN & ILÖK 2010). Für Österreich werden Fallen als Zusatzmethode im Rahmen des FFH-Monitorings der drei Kammmolch-Arten (*Triturus cristatus*, *T. dobrogicus*, *T. carnifex*) empfohlen (GOLLMANN et al. 2007).

Für den Praktiker verwirrend ist, dass es eine ständig wachsende Zahl von Wasserfallentypen gibt, die zur Anwendung kommen. Die Meinungen darüber, welcher „der bestgeeignete Typ“ sei, gehen zudem deutlich auseinander. Eine Standardisierung zwecks Vergleichbarkeit der Daten setzt aber voraus, dass man sich auf eine Methode einigt, im Idealfall auf einen Wasserfallentyp. Hierzu bedarf es einer nachvollziehbaren Bewertung der verfügbaren Typen und einer abschließenden Empfehlung. In einer sog. Nutzwertanalyse haben SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) versucht, Entscheidungshilfen zu geben. Ihre vergleichende Bewertung verschiedener Fallentypen erinnert an die von der Stiftung Warentest regelmäßig durchgeführten Vergleiche von Geräten und anderen Produkten. Die Vorgehensweise von SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) und das Ergebnis ihrer Bewertungen erscheinen jedoch nicht plausibel, vor allem weil die Gewichtung der einzelnen Bewertungskriterien nicht immer nachvollziehbar ist. Über die jeweilige Gewichtung der Kriterien lässt sich ein Fallentyp (wie jedes andere Produkt) rasch ins Abseits drängen, obwohl u. U. sehr geeignet. Auch die Empfehlung der einheitlichen Verwendung von Kleinfischreusen durch HAACKS et al. (2009) erwies sich als verfrüht (vgl. DRECHSLER et al. 2010, GONSCHORREK 2011). Generell ist festzustellen, dass in vielen Publikationen die jeweils andere Methode entweder gar nicht behandelt oder kurzerhand abgelehnt wird und dies oftmals ohne hinreichende Begründung.

Der vorliegende Beitrag geht zunächst auf die Erfassung von Amphibien mittels der Keschermethode ein. Diese wird häufig mit dem Einsatz von Reusenfallen verglichen, wobei jedoch nicht selten die Grundsätze eines erfolgreichen Einsatzes von Keschern außer Acht gelassen werden. Sodann werden die in Mitteleuropa gängigen Wasserfallentypen vorgestellt und eine vergleichende Bewertung vorgenommen. Desweiteren wird die Aussagekraft der Fallenwerte diskutiert. Schließlich wird auf bislang nicht oder nur wenig bearbeitete verhaltensbiologisch-physiologische Probleme eingegangen, die beim Einsatz der Wasserfallen von Bedeutung sind, wodurch zukünftige Forschungsarbeiten angeregt werden sollen.

2 Zur Erfassung von Molchen mit Keschern

Es gibt verschiedene Möglichkeiten des Nachweises und der Erfassung von Amphibien. Eine aktuelle Übersicht bringen SCHLÜPMANN & KUPFER (2009), eine einführende Darstellung für breitere Kreise findet sich bei GLANDT (2011). Alle Nachweismethoden lassen sich auf vier Grundmethoden zurückführen:

- a) Beobachten der Tiere und ihrer Fortpflanzungsprodukte (z. B. Laichballen) mit oder ohne Hilfsmittel (Fernglas, Taschenlampe etc.)
- b) Verhören der Froschlurche
- c) Keschern
- d) Fallenfang (Landfallen, Wasserfallen).

Von seltenen Ausnahmen abgesehen ist keine vollständige Erfassung durch direktes Abzählen eines Freilandbestandes von Amphibien (oder anderer Tiere) möglich. Dies ist ein Grunddilemma der Populationsökologie (siehe hierzu eingehend SCHWERDTFEGER 1968). Es wird immer nur Näherungen der Bestandsgrößen geben, ob durch direktes Abzählen („True census“) oder durch statistische Schätzungen. Die jeweiligen Erfassungsmethoden richten sich nach der Amphibienart, ihrem Entwicklungsstadium (Laich, Larven, metamorphosierte Tiere) und nach dem Zweck der Untersuchung.

Die traditionelle und am häufigsten eingesetzte Methode zur Amphibienerfassung ist das Keschern (FELDMANN & KLEWEN 1988, GLANDT 2011). Hiermit hat FELDMANN (1968, 1970, 1975, 1978) grundlegende Ergebnisse zur Häufigkeit und Vertikalverbreitung von Molchen in Westfalen gewonnen. SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) kommen zum Ergebnis, dass Keschern prinzipiell zu brauchbaren Ergebnissen führt. In Hinblick auf kleinere Gewässer resümieren sie: „Das Keschern ist je nach Gewässer sogar dem Einsatz von passiven Fallen vorzuziehen“.

Demgegenüber schreibt ORTMANN (2009) zum Erfassen von Molchen, speziell von ihm untersuchter Kammmolche, mittels der Keschermethode: „Bislang ist nicht nachgewiesen, dass diese Methode für quantitative Studien ausreichende Ergebnisse liefern kann.“ Dies trifft nicht zu, was an zwei Beispielen belegt werden soll.

Beispiel 1

In meiner Dissertation (GLANDT 1980a, vgl. auch GLANDT 1982, 2003) habe ich für Molche (frühere Sammelgattung *Triturus*) gezeigt, dass an kleineren Gewässern mit der Keschermethode realistische Daten zur Bestandsgröße ermittelt werden können.

Das Beispiel in Abb. 1 zeigt den Teichmolchbestand (*Lissotriton vulgaris*) eines Gewässers am Stadtrand von Münster/Westfalen in den Jahren 1976 bis 1979. Das Gewässer hatte eine Grundfläche von knapp 170 m² und eine maximale Wassertiefe von 2,20 m. Es wurde 4 bis 6mal je Saison tagsüber bekeschert, und zwar jeweils ein bis zwei Stunden. Dabei wurde nach zwei bis drei Kescherzügen der Standort gewechselt, da Molche dank ihres Seitenliniensystems sehr gut Erschütterungen wahrnehmen können und hierauf rasch mit Flucht reagieren. Benutzt wurden trapezförmige (nicht runde) Kescher mit einer Maschenweite von 5 bis 6 mm. Beim Keschern wurde der Kescher jeweils mit der Öffnung nach unten in den Wasserkörper gestülpt und dann über den Ge-

wässerboden auf den Fänger zu gezogen (Abb. 2). Tagsüber saßen die meisten Tiere auf dem Gewässerboden, durch den Wasserkörper schwammen sie vor allem zum Luftholen nach oben. Alle gekescherten Molche wurden amputativ markiert, eine damals noch gängige Markierungsmethode, und nach Abschluss eines jeden Bestandsdurchganges ins Gewässer zurückgegeben. Möglichst zeitnah (wenige Tage später) wurde das Gewässer wieder bekeschert. Aus dem Verhältnis der Neufunde zu den Wiederfunden wurden mittels LINCOLN-Index statistische Schätzungen vorgenommen. Die höchsten Schätzwerte erhielt ich jeweils in der Zeit von Mitte April bis Anfang Juni. Es war dies die Zeitspanne, in der die Adulti mehr oder weniger vollständig im Reproduktionsgewässer versammelt waren. Davor wanderten sie ins Gewässer ein, danach wanderten sie wieder ab. Die wichtigste mathematische Voraussetzung für die Anwendung des LINCOLN-Indexes (geschlossenes Populationssystem) war somit in der obigen Zeitspanne am besten realisiert. Außerdem wurden alle Erstfunde aufaddiert, wodurch ein Zählwert resultierte, der zwar stets unter dem Schätzwert lag, aber ziemlich realistisch die Bestandsgröße wiedergab.

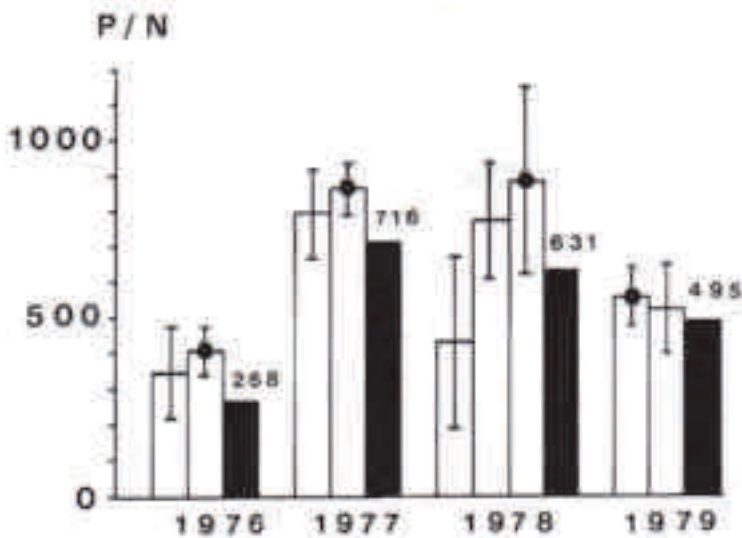


Abb. 1: Größe der Teichmolch-Population (*Lissotriton vulgaris*) in einem Gewässer am Stadtrand von Münster/Westfalen in den Jahren 1976 bis 1979. Weiße Säulen geben die Werte der statistischen Schätzungen (LINCOLN-Index, P-Werte auf der Ordinate) an, die vertikalen Striche jeweils das 95 %-Konfidenzintervall. Die Schätzwerte sind je Jahr von links nach rechts chronologisch angeordnet, die höchsten Schätzwerte sind durch dicke Punkte hervorgehoben. Schwarze Säulen (N auf der Ordinate) und Werte darüber geben die Erstfundsummen an. Aus GLANDT (1980a).



Abb. 2: Keschertechnik, die zur Ermittlung der in Abb. 1 gezeigten Daten eingesetzt wurde. Zeichnung: ARNOLD VAN RIJSEWIJK, aus VAN DIEPENBEEK & VAN DELFT (2008). Abdruck mit freundlicher Genehmigung von RAVON, Nijmegen.

Beispiel 2

In einem ca. 300 m² großen, meist 30 cm, an einer Seite bis 1,20 m tiefen Gewässer in einer Küstendünen-Abgrabung im nordwestlichen Frankreich haben ARNZTEN & TEUNIS (1993) über 7 Jahre hinweg (1979-1984 und 1992) den Bestand des Kammmolches (*Triturus cristatus*) erfasst. Sie haben nachts kontrolliert, indem sie mit einer Taschenlampe im flachen Teil des Gewässers suchten und die Molche dann per Hand oder mit Keschern fingen. Über das ventrale Fleckenmuster wurden die Tiere individuell registriert. Je Jahr und Geschlecht wurden Erstfundsummen gebildet und zusätzlich durch Fang-Wiederaufnahme statistische Schätzungen vorgenommen. Das Gewässer wurde je Saison zwischen 3 und 11mal aufgesucht und besammelt. Die Erfassungseffektivität (Definition siehe Kap. 6) lag in den 7 Jahren zwischen 59 und 100%. Besonders gut gelang die Erfassung im Jahre 1983, in welchem das Gewässer 11mal aufgesucht wurde. Dabei konnten 201 individuell verschiedene adulte Kammmolche gefangen werden, die statistische Schätzung ergab 182 ± 9 .

Keschern dient folglich nicht nur dem qualitativen Nachweis (Präsenz-Absenz-Untersuchungen), sondern kann auch bei quantitativen Erhebungen gute Ergebnisse liefern, vorausgesetzt, dass (a) ein adäquater Keschertyp verwendet und (b) die richtige Keschertechnik angewendet wird, wozu auch (c) eine hinreichende Kescherdauer gehört. Gegen diese Grundsätze wird häufig verstoßen und dann allzu leicht die Keschermethode als ungeeignet abgetan.

Wiederum soll dies durch zwei Beispiele verdeutlicht werden.

Beispiel 3

GRIFFITHS (1985), der in Europa wohl als erster Flaschenfallen bei der Erfassung von Molchen (Teich- und Fadenmolch) einsetzte, vergleicht die Effektivität seiner Fallenmethode mit dem Bekeschern und der Nachtbeobachtung mittels Taschenlampe.

In einem Gewässer in Mittel-Wales von etwa 900 m² Oberfläche (HARRISON et al. 1983, GRIFFITHS 1987), einer mittleren Wassertiefe von 60 cm und einer maximalen Tiefe von etwa 1,40 m wurden im April/Mai 1984 verteilt über das gesamte Gewässer 48 Flaschenfallen eingesetzt. Nach Austrocknung eines Teils des Gewässers in der 2. Maihälfte wurde die Fallenzahl auf 36 reduziert. Als weitere Methoden wurden das Absuchen des Gewässers bei Dunkelheit mittels Taschenlampe und das Keschern gegenübergestellt. Über die beiden Untersuchungsmonate hinweg wurden Falleneinsatz (nachts) und Bekeschern (tagsüber) im wöchentlichen Abstand angewendet. Das nächtliche Absuchen mit Taschenlampen erwies sich wegen des Aufkommens der submersen Vegetation nur im April als durchführbar (Daten einer Nacht).

Gekeschert wurde tagsüber, und zwar je Kontrolltag nur 15 Minuten. Es ist deshalb kein Wunder, dass diese Methode gegenüber den zahlreich eingesetzten Flaschenfallen, die jeweils die ganze Nacht exponiert waren, recht dürftige Ergebnisse brachte, nämlich nur 87 Molchfänge beider Arten gegenüber 455 Molchfängen mittels Flaschenfallen. Jeder, der mit dem Keschern von Molchen vertraut ist, weiß, dass eine Zeit von nur 15 Minuten zu kurz ist, um realistische Aussagen über den Molchbestand eines so großen Gewässers zu treffen! SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) betonen: „Nach der langjährigen Erfahrung der Autoren ist eine Zeitdauer von weniger als 1 h intensiver Arbeit nicht sinnvoll“. Dies kann ich nur voll bestätigen. Wie unter Beispiel 1 ausgeführt habe ich selbst je Kontrolltag meist 1 bis 2 Stunden ununterbrochen gekeschert.

Hinzu kommt, dass von GRIFFITHS (1985) Kescher benutzt wurden, deren Netze nur 1 mm Maschenweite aufwiesen. Dies ist für Amphibienkescher viel zu gering. Durch den großen Wasserwiderstand ist die Geschwindigkeit, mit der der Kescher durch den Wasserkörper gezogen werden kann, angesichts der sehr fluchtaktiven Molche zu gering. Ich selbst benutzte Kescher mit 5 bis 6 mm Maschenweite. Unter 3-4 mm sollte sie jedenfalls nicht liegen.

Die Suche nach Molchen mittels Taschenlampe war im vorgestellten Beispiel sehr erfolgreich. In der einzigen Aprilnacht wurden in nur 30 Minuten Beobachtungszeit 37 adulte Molche beobachtet. Der Autor rechnete die Fangzahlen der drei Methoden in „Molche pro Mann-Stunde“ um. Danach war die direkte Beobachtung mittels Taschenlampe mit 74,0 die effektivste Methode, gefolgt von der Flaschenfallen-Methode mit 67,4. Das Schlusslicht bildete mit 38,7 die Kescher-methode, die aber – wie bereits dargelegt – völlig inadäquat eingesetzt wurde.

Beispiel 4

GONSCHORREK (2011) hat Fangzahlen adulter Molche bei Anwendung der Keschermethode mit denen verschiedener Wasserfallen (Eimerfalle, Flaschenfalle, BIM-Reuse, Kleinfischreuse, HENF-Reuse; Beschreibung siehe Kap. 3.4) sowie solchen, die durch Sichtbeobachtung ermittelt wurden, verglichen. Die Autorin benutzte einen runden Kescher von 40 cm Durchmesser bei einer Maschenweite des Kescherbeutels von 9 mm. Nahe den Fallenstandorten wurden jeweils fünf Kescherzüge durchgeführt, je Kescherzug wurde dabei der Kescher etwa einen Meter über den Boden geschoben. Im Ergebnis wurden erheblich weniger Molche mittels Kescher gefangen als mit Reusenfallen oder per Sichtbeobachtung gezählt.

Der benutzte Keschertyp ist allerdings kaum geeignet, um realistische Fangzahlen zu erzielen. Geeignete Molchkescher sind nicht rund (Abb. 3a), da die Kontaktzone zum Gewässerboden zu gering ist, sondern haben eine lange „Kopfseite“. In den 1970er Jahren habe ich trapezförmige Unterfangkescher, wie sie in der Sportfischerei üblich sind und aus dem Zoofachhandel bezogen wurden, mit Erfolg eingesetzt (GLANDT 1980a). Später benutzte ich besonders den in Abbildung 3b gezeigten Kescher. Als sehr guter Molchkescher gilt der von R. FELDMANN entwickelte sog. FELDMANN-Teller (Abb. 3c), wobei dieser Typ wohl nur für das „über den Boden schieben“ geeignet erscheint, nicht für das „über den Boden ziehen“. Ein brauchbarer Keschertyp ist auch der in Abbildung 3d abgebildete Krabbenkeschertyp, den O. FINCH (Rastede) mit Erfolg beim Molchfang einsetzt (vgl. auch GLANDT 2011). Der Umriss dieses Typs beschreibt einen Halbkreis, die gerade Breitseite wird über den Gewässerboden geschoben.

Hinzu kommt, dass der von GONSCHORREK (2011) benutzte Keschertyp eine zu große Maschenweite (9 mm) aufwies. Gute Molchkescher haben 4-6 mm Maschenweite.

Auf Grund des Gesagten ist es nicht verwunderlich, dass die Autorin nur sehr wenige Molche mit der Keschermethode gefangen hat. In der Diskussion ihrer Ergebnisse vermutet sie selbstkritisch, dass die wenigen Fänge durch den verwendeten Keschertyp bedingt sein dürften.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Keschermethode in vielen Fällen durchaus geeignet ist, zumindest halbquantitative Ergebnisse zu erbringen. Auf der Grundlage von Fang-Wiederfang-Daten ergeben statistische Schätzungen zudem realistische Werte der Bestandsgrößen.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

Abb. 3:
 Verschiedene Kescharten. (a) Runde Kescher sind weniger für den Fang von adulten Molchen geeignet, die Kontaktzone zum Gewässerboden ist zu gering. Für das Durchstreifen submerser Vegetation, um Amphibienlarven zu erfassen, sind sie allerdings gut geeignet. Foto B. GLANDT. (b) Für das Keschern adulter Molche am besten geeignet sind trapezförmige Kescher mit einer langen, geraden „Kopfseite“. Foto B. GLANDT. (c) Sog. FELDMANN-Teller, ein besonders für Molche geeigneter Keschartyp mit sehr flachem Netz. Foto: D. GLANDT. (d) Vor allem für den Fang adulter Molche geeigneter Keschartyp, der von O. FINCH eingesetzt wird. Foto D. GLANDT. (e) Kescher, die über RAVON, Nijmegen, bezogen werden können. Foto RAVON

3 Amphibienerfassung mittels Wasserfallen

3.1 Das Prinzip der Trichterfallen

Das Grundprinzip der Fallen besteht darin, dass ein oder mehrere sich verengende Fangtrichter in einen Fangraum führen. Durch die Verengung nach innen und die kleinere Innenöffnung gegenüber der größeren Außenöffnung finden die Tiere besser in die Falle hinein als wieder heraus. Hierauf beruht der Fangeffekt. Das Entweichen eines Teils der zunächst gefangenen Tiere wird in Kauf genommen. Die Fangzahlen stellen deshalb immer nur ein Momentbild zum Zeitpunkt der Fallenleerung dar.

Bei einem Fallentyp, der sog. Auftauchfalle nach MÖLLE & KUPFER (1998), mit einer Ventilklappe aus dünner Kunststoffolie an der inneren Fangöffnung, ist allerdings ein Entweichen gefangener Tiere unmöglich. Diese Falle wird von den Autoren zwar als sehr fänglich bezeichnet (vgl. auch SCHLÜPMANN & KUPFER 2009), hat sich aber nicht durchgesetzt und wurde seit ihrer Vorstellung vor 14 Jahren praktisch nicht mehr eingesetzt.

3.2 Zwei frühe Modelle

Wasserfallen zur Amphibienerfassung werden in Europa mindestens seit Ende der 1960er Jahre eingesetzt. VAN GELDER (1973) benutzte ab 1968 Fallen aus galvanisiertem Drahtgeflecht, um in den östlichen Niederlanden Fadenmolche (*Lissotriton helveticus*) zu fangen. Das Konstruktionsprinzip war ein großer vierkantiger Trichter mit einer großen äußeren Öffnung, die an der Breitseite 70 cm maß und ca. 30 cm hoch war. Die kleinere (innere) Öffnung führte in einen Fangteil. Dieser ragte mit der Oberseite etwas über die Wasseroberfläche hinaus, was den Molchen ermöglichte zu atmen. Bis zu fünf solcher Fallen gleichzeitig waren in einem großen Heideweiher (ca. 350 m lang, max. 200 m breit, siehe VAN GELDER & OOMEN 1970) im Einsatz. Sie erbrachten vor allem viele Larvenfänge sowie eine Reihe von Funden neotener Molche. Metamorphosierte Adulti wurden hingegen nur in geringerem Maße gefangen.

DOLMEN (1983) verwendete in Norwegen bereits 1975/1976 selbst gebaute Plexiglasfallen (Abb. 4), um Teich- und Kammolche sowie deren Larven zu fangen. Dieser Fallentyp wurde ursprünglich in der Fischereibiologie zum Nachweis von Fischlarven eingesetzt und schon 1960 beschrieben. Bei den Molchuntersuchungen in Norwegen ging es um die Registrierung der Tagesrhythmik. Die komplett unter Wasser getauchten Fallen wurden je Kontrolltag über 24 Stunden in dreistündigen Intervallen geleert, was bei den luftatmenden metamorphosierten Tieren offenbar keine Mortalitäten bedingte (bei den Larven ohnehin nicht).

Mit diesem Fallentyp konnte DOLMEN (1983) nur eine geringe Zahl an adulten Kammolchen fangen. Auch die Larven beider Arten wurden in geringerer Zahl erbeutet. Deutlich besser waren dagegen die Fangzahlen bei den adulten Teichmolchen. Absolutzahlen je Falle und Nacht lassen sich aus der Arbeit nicht herauslesen.

Beide frühen Fallenmodelle wurden in der Folgezeit nicht mehr eingesetzt.



Abb. 4: Plexiglasfalle von DOLMEN (1983), links in der Ansicht von vorne mit Blick in den Fangtrichter, rechts Rückansicht mit Bohrungen, die den Wasseraustausch erleichtern sollen. Foto: P. E. FREDRIKSEN/J. O. SOLEM.

3.3 Warum Wasserfallen?

Als Gründe für den Einsatz von Wasserfallen anstelle der Keschermethode könnten genannt werden (vgl. u. a. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009):

- (1) geringerer Zeitaufwand gegenüber Keschern
- (2) geringerer körperlicher Einsatz
- (3) Schonung des Gewässerbodens und der -vegetation
- (4) Objektivierung/Reproduzierbarkeit der Daten
- (5) Standardisierbarkeit

Können diese Punkte stichhaltig begründet werden?

Zu (1): Die Angaben von SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) verdeutlichen, dass der Zeitaufwand beim Einsatz einer größeren Fallenzahl (Flaschen- und Eimerfallen) zwecks Bestandserfassung an einem mittelgroßen Gewässer beträchtlich ist. Für das Ausbringen von 60-70 Flaschenfallen und ca. 30 Eimerfallen werden ca. 1,5 bis 2,5 Stunden benötigt. Etwa 4-7 Stunden sind für das Einholen, die Leerung und das Protokollieren einzuplanen (allerdings inkl. wirbelloser Tiere). Lässt man die Wirbellosen fort, dürften 2-3 Stunden anzusetzen sein. Zusammen mit dem Ausbringen würden bis zu 5 Stunden für einen Durchgang benötigt. Für das einmalige Bekeschern eines kleineren oder mittelgroßen Gewässers (bis ca. 1000 m²) inklusive des Auszählens und Protokollierens der Amphibien (vor allem adulte Molche) werden nach meiner Erfahrung max. etwa 4 Stunden benötigt.

Werden hohe Ansprüche an die Erfassung der Bestandsgröße gestellt wie bei populationsökologischen Studien, kann der Zeitaufwand des Falleneinsatzes beträchtlich sein. ORTMANN (2009) kommt zu der Auffassung, dass für die Ermittlung der realen Populationsgröße von Kammmolchbeständen mittels Eimerfallen bei ca. 20 Kontrollen je nach Gewässergröße zwischen 8 und 24 Fallen eingesetzt werden sollten. Das wären zwischen 160 und 480 Falleneinheiten (eine Falleneinheit = eine Eimerfalle je Expositionsnacht). Werden pro Falleneinheit für Ausbringen, Einholen und Protokollieren nur 10 Minuten angesetzt (was knapp ist), resultieren zwischen 27 und 80 Stunden Zeitaufwand pro Gewässer und Saison. Für die Keschermethode unter Anwendung der Fang-Wiederfang-Methode würde ich je nach Gewässer bis zu 6 Fangtage ansetzen, d. h. 3 Doppelfangtage, um den LINCOLN-Index anwenden zu können (siehe Kap. 2, Beispiel 1, Abb. 1). Pro Fangtag setze ich für Keschern, Tiere auszählen und individuelles Registrieren bzw. Protokollieren 4 Stunden an. In der Summe resultiert je Gewässer und Saison ein Zeitaufwand von maximal 25 Stunden.

Der meist deutlich höhere Zeitaufwand bei Einsatz der Fallenmethode liegt an dem zeitaufwändigen Einholen und Leeren der Fallen. Die Keschermethode ist in diesem Punkte unkomplizierter.

Zu (2): Das wird in der Regel zutreffen. Intensive Populationsstudien an Molchen mit der Keschermethode wie die eigene Dissertation, für die in vier Untersuchungsjahren 10000 adulte Molchfänge erbracht wurden (GLANDT 1980a, 2003), sind eine physische Herausforderung! Wasserfallen stellen demgegenüber eine erhebliche Erleichterung dar.

Zu (3): Solange die Fallen vom Ufer aus ohne Betretung des Gewässers oder der Röhrichtvegetation bzw. submersen Vegetation gesetzt werden können, trifft diese Feststellung sicher zu. Auch der Einsatz einer Wurfleine oder eines Teleskopstiels zur Ausbringung der Fallen (vgl. NEUMANN et al. 2010) kann submersen Vegetation und Gewässergrund schonen. Wenn jedoch mittels Hüftstiefeln oder Wathose in das Gewässer hineingegangen wird, z. B. um Fallen vor einer Röhrichtzone zu exponieren, werden Vegetation und Gewässergrund beein-

trächtig. Vor allem aufwändige, anspruchsvollere Untersuchungen erfordern je Saison ein häufiges Betreten des Gewässers, was Bodenschlamm aufwirbelt und Vegetation beschädigt oder zerstört.

Unabhängig hiervon ist beim Falleneinsatz oder anderen Erfassungsmethoden stets darauf zu achten, die Vegetation im Umfeld des Gewässers durch häufiges Aufsuchen nicht zu sehr zu beeinträchtigen (Trittbelastung). Das kann vor allem in wertvollen Feuchtwiesen, Heidegebieten, Mooren u. ä. Biotoptypen der Fall sein.

Zu (4): Damit ist gemeint, dass grundsätzlich jede Person in der Lage sein sollte, mit Fallen zu arbeiten und dabei vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, die Erfahrung des Einzelnen demnach von geringer Bedeutung ist. Mir ist keine Untersuchung bekannt, in der dies einmal mit verschiedenen Probanden (z. B. noch unerfahrene Examenskandidaten auf der einen, langjährig erfahrene Feldherpetologen auf der anderen Seite) getestet worden wäre.

ORTMANN (2009) kommt zu der Auffassung, dass die Effektivität der Wasserfallen (hier Eimerfallen) von der Disposition der Fallen (also der genauen Lokalisierung), der Struktur des UntersuchungsGewässers und vom Anteil der submersen Vegetation abhängt. Fangeffektivität wird dabei definiert als Anteil der mit Reusen (oder einer anderen Methode) gefangenen Tiere an der errechneten Größe der Gesamtpopulation. Schon der Aspekt „Disposition der Fallen“ birgt ein hohes subjektives Moment. Bemerkenswert ist, dass der Autor in denselben Gewässern mit derselben Methode (Eimerfallen) in drei aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren für den Kammolch sehr unterschiedliche Fangeffektivitäten ermitteln konnte. Für ein Gewässer wurde z. B. eine Fangeffektivität im Jahre 2004 von 21 %, in 2005 von nur 3,7 % und in 2006 von 26,6 % ermittelt. Für ein anderes Gewässer wurden 14,2 % (2004), 21,9 % (2005) und 58,9 % (2006) berechnet. Auffällig war, dass bei 7 von 8 untersuchten Gewässern die Effektivität mit den Untersuchungsjahren zunahm, zumindest im 3. Jahr am größten war. Dies lässt vermuten, dass die zunehmende Erfahrung des Untersuchers eine Rolle gespielt hat.

Zu (5): Dieser Punkt hängt eng mit dem vorangegangenen zusammen und ist der schwierigste überhaupt. Für das FFH-Monitoring von Kammolchen wird empfohlen (PAN & ILÖK 2010), die Ermittlung der „Populationsgröße“ (die hier in Wirklichkeit aber eine Aktivitätsdichte ist!) in drei Fangnächten je Gewässer und Saison vorzunehmen. Der einzusetzende Fallentyp wird offen gelassen, es können „Geflecht-, Eimer- oder Kleinfischreusen, in sehr flachem Wasser Flaschenreusen“ eingesetzt werden. Als Richtwert soll 1 Falle je 10 m² Wasseroberfläche, maximal aber sollen 10 Fallen eingesetzt werden. Als Zählgröße dient die „maximale Aktivitätsdichte“ aus den drei Fallennächten, wobei diese definiert ist als die Anzahl gefangener Individuen je Fallennacht x 100/Anzahl Reusenöffnungen. Die Fallen sollen nur bei Wassertemperaturen unter 15 °C ausgebracht werden.

Der Zeitaufwand wird durch diese Empfehlung deutlich geringer als bei aufwendiger Methodik (s.o.). Bei 10 Fallen á 10 Minuten Hantierzeit und dreimaliger Gewässerbeprobung je Saison resultieren nur 5 Stunden. Die Frage aber ist, was lässt sich mit den so erhaltenen Werten anfangen, was sagen sie wirklich aus? Hierauf wird in Kapitel 6 eingegangen.

Hinzu kommt: Ein Gewässer mit nur 100 m² Oberfläche soll mit 10 Fallen bestückt werden, ein Gewässer mit 1000 m² aber auch nur mit 10 Fallen. Ob diese Grenzsetzung sinnvoll ist, darf hinterfragt werden. Auf jeden Fall sollte eine Differenzierung nach dem Fallentyp erfolgen. Bei 100 m² Wasseroberfläche mögen 10 Eimerfallen sinnvoll sein, 10 sog. BIM-Reusen wären entschieden zu viele und 10 Flaschenreusen zu wenig. Näheres zu den Fallentypen siehe nächstes Unterkapitel (3.4), vgl. auch Abb. 6. SCHLÜPMANN (2009) gibt für seine Untersuchungen an: „In nicht zu kleinen Gewässern werden 50-70 Flaschen- und bis zu ca. 30 Eimerreusen, ggf. auch mehr, gleichzeitig verwendet.“ Auch diese Angabe ist kein Beitrag zu einer Standardisierung. In Wirklichkeit stehen wir noch völlig am Anfang einer für jeden Nutzer anwendbaren Standardisierung. Was fehlt ist eine Art „Gebrauchsanweisung“ zumindest für die derzeit gängigen Fallentypen.

Fazit: Angesichts der zu (4) und (5) geschilderten Probleme lässt sich aus meiner Sicht die Frage, ob die Keschermethode weniger objektiv und schlechter standardisierbar ist wie vielfach behauptet wird (z. B. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009) derzeit kaum beantworten. Da sich auch die zeitökonomische Komponente (1) nicht so einfach darstellen lässt wie gern behauptet wird, bleiben allenfalls die zu (2) und (3) genannten Gesichtspunkte. Es gibt sicher weiteren Forschungsbedarf, um die angeschnittenen Fragen seriös beantworten zu können (vgl. Kap. 7).

3.4 Fallentypen

Mittlerweile gibt es eine breite Palette von Fallen und eine wachsende Bereitschaft, diese im Amphibienmonitoring einzusetzen, insbesondere bei der Erfassung aquatischer Urodelen. Die Zahl der Fallentypen nimmt ständig zu. Der jüngste Zuwachs ist ein hier als „Beutefalle“ bezeichnetes Modell (Abb. 6h).

Die Abb. 5 soll die Übersicht erleichtern. Zugleich wird darin eine neue Klassifizierung der Fallentypen vorgeschlagen.

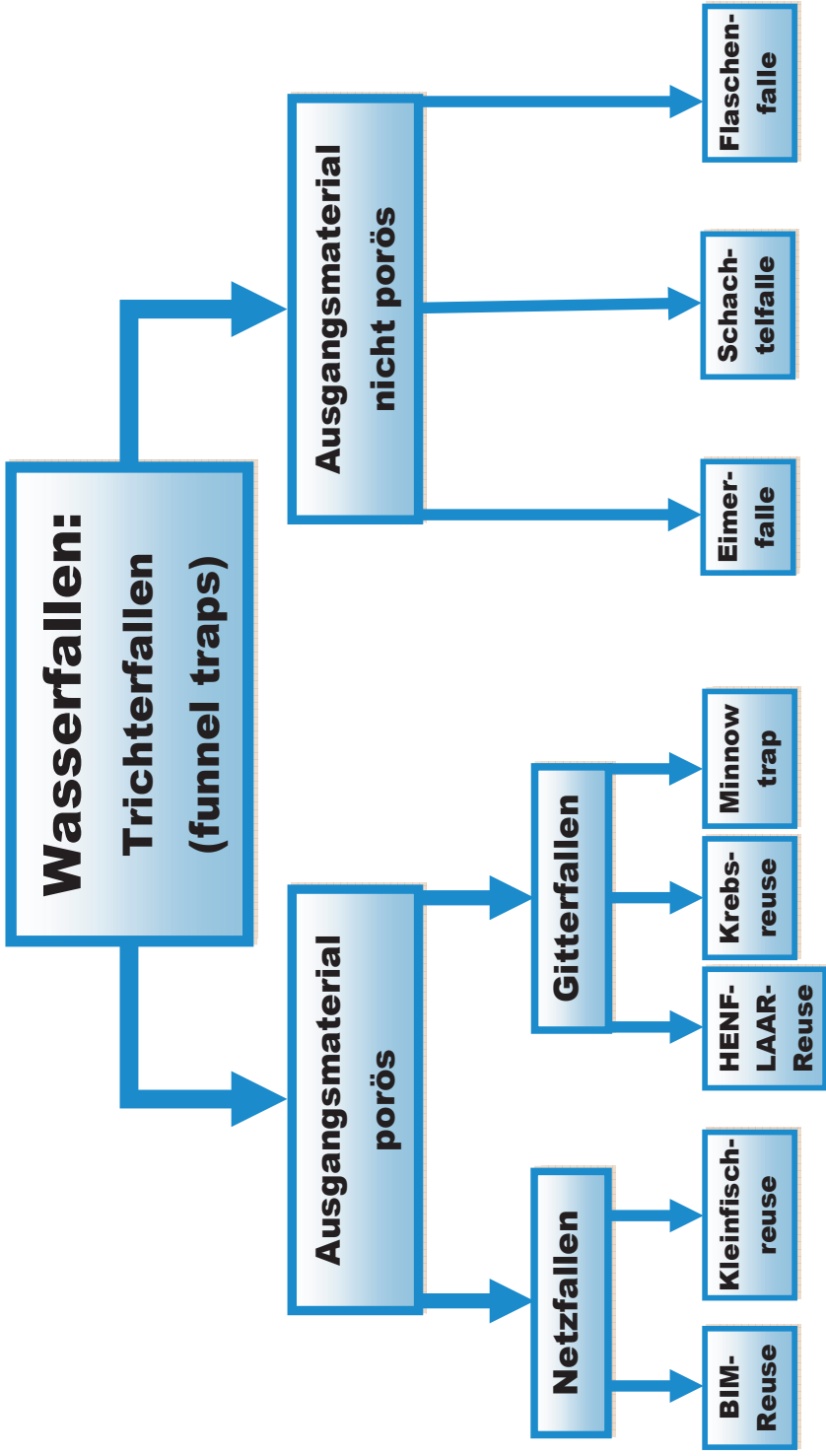


Abb. 5: Klassifizierung der Wasserfallen- (= Trichterfallen-) Typen. Schema: B. und D. GLANDT.

Nach dem Ausgangsmaterial lassen sich die derzeit in Gebrauch befindlichen Trichterfallen in zwei große Gruppen einteilen: in poröse (= durchlässige) und nicht poröse Fallen. Die erste Gruppe bilden zunächst Fallen, die aus Netzen bestehen, welche von Rahmengestellen getragen werden. Hierzu gehören die BIM-Reuse (Abb. 6a, BIM = Biologisches Institut Metelen, an welchem die Falle seinerzeit entwickelt wurde) und die zusammenfaltbaren Kleinfischreusen, die in Europa üblicherweise als Köderfischreusen benutzt werden und von denen verschiedene Modelle auf dem Markt sind (Beispiel Abb. 6b).

Die BIM-Reuse wurde bereits in der 2. Hälfte der 1980er Jahre entwickelt (HARTUNG et al. 1995, GLANDT 2000, 2011). Später wurden auch zusammenfaltbare Kleinfischreusen zum Nachweis von Amphibien eingesetzt (HAACKS et al. 2009, HAACKS 2012, GONSCHORREK 2011).

Weiterhin gehören zu dieser Gruppe Fallen aus selbsttragenden Gittern oder Geflechtem, die sog. Gitterfallen. Hierzu zählen die HENF-LAAR-Reuse (Abb. 6c), Krebsreusen und die große Gruppe der „Minnow traps“, die weit verbreitet als Köderfischreusen in Nordamerika dienen (Abb. 6d) und eingehend von KRONSHAGE & GLANDT (2014) behandelt werden.

„Minnow“ bedeutet im engeren Sprachgebrauch Elritze (*Phoxinus phoxinus*), die in Nordamerika aber fehlt. Im allgemeineren Sprachgebrauch sind damit unterschiedliche Arten von kleinen Süß- und Salzwasserfischen gemeint, speziell kleine Köderfische, in Nordamerika vor allem *Pimephales notatus* (Bluntnose minnow) (Wikipedia, englische Version, Begriff „Minnow“, 15. April 2012). Im Mittel wird die Art 4 cm lang.

Die Fallen der Gruppe aus porösem Ausgangsmaterial zeichnen sich dadurch aus, dass sie sehr offene Systeme mit ihrer Umgebung bilden. Ein Wasseraustausch ist vergleichsweise gut möglich, was der Sauerstoffversorgung gefangener Amphibienlarven sowie der zusätzlichen Hautatmung metamorphosierter Lurche förderlich ist. Außerdem können sich Molche gut an den Wandungen festhalten und an ihnen hochklettern. Sofern die Fallen etwas aus dem Wasser ragen wird der Atmungsvorgang hierdurch sehr erleichtert. Schließlich dürften poröse Fallen dank des Wasseraustausches einer Überhitzung entgegenwirken.

Die Fallen der Gruppe aus nicht porösem Ausgangsmaterial sind dagegen weit weniger offene Systeme. Es sind geschlossene, glattwandige Kunststoffgefäße, z. B. Farbeimer (Eimerfallen nach ORTMANN, Abb. 6e) oder Getränkeflaschen (Flaschenfallen, Abb. 6f). Auch Plastiksachteln (z. B. Tupperdosen) kommen zum Einsatz (Abb. 6g). Um einen Wasseraustausch mit der Umgebung bzw. eine Luftzufuhr zu ermöglichen, werden Bohrlöcher, z. B. in Deckeln und im Fallenboden (Eimerfallen) oder an einer Längsseite (Flaschenfallen) angebracht. Dennoch dürften Wasseraustausch und Luftzufuhr eingeschränkter als bei Netz- und Gitterfallen sein, die Sauerstoffversorgung gefangener Lurche in nicht porösen Fallen wird deshalb schlechter ausfallen. Außerdem können sich Molche an den glatten Wandungen nicht festhalten. Da keine Pflanzen oder andere Festhaltestrukturen in ihnen vorhanden sind, könnten Molche an den Innen-

wandungen stundenlang rudern, was energetisch aufwändig wäre. Zur Absicherung dieser hier nur als Vermutung äußerbaren Einschätzung bedarf es dringend der Durchführung von physikalischen Messungen sowie Verhaltensbeobachtungen in verschiedenen Fallentypen (Näheres siehe Kap. 7).

Neu ist die „Beutelfalle“ (Abb. 6h), die erst 2010 in England entwickelt wurde (DEWSBURY 2011). Der eigentliche Fangteil ist eine Plastiksachtel, die an einer Seite einen Eingangstrichter aufweist und nach oben hin mit einem Kunststoffgitter abgedeckt ist. Die Schachtel wird auf den Gewässerboden versenkt. Zur Luftversorgung der eingefangenen Molche dient ein nach oben anschließender, langgestreckter und durchsichtiger Plastiksack, der bis an die Wasseroberfläche reicht. Mit einem Schwimmer wird ein kleiner Teil des Sacks an der Wasseroberfläche gehalten. Dort führt ein kurzer Plastikschlauch als Luftzuführung von außen in den Sack hinein.

[Erläuterungen zu den Abbildungen auf den folgenden Seiten]

Abb. 6: Verschiedene Wasserfallentypen. (a) BIM-Reuse; (b) Kleinfischreuse; (c) HENFLAAR-Reuse; (d) Minnow trap, silbrige engmaschige Variante; (e) Eimerfalle nach ORTMANN; (f) Flaschenfalle; alle Fotos: D. GLANDT; (g) Schachtelfalle, Foto: F. WERBA; (h) „Beutelfalle“, Foto: D. DEWSBURY.



(a) BIM-Reuse



(b) Kleinfischreuse



(c) HENF-LAAR-Reuse



(d) Minnow trap, silbrige engmaschige Variante



(e) Eimerfalle nach ORTMANN



(f) Flaschenfalle; Foto a-f: D. GLANDT



g) Schachtelfalle, Deckel abgenommen, Foto: F. WERBA



h) „Beutelfalle“, Foto: D. DEWSBURY

Nachfolgend erfolgt eine kurze Beschreibung der fünf derzeit in Mitteleuropa gängigen Fallentypen. Weitere Details finden sich bei SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) und GLANDT (2011). Bezüglich der in Europa noch in der Testphase befindlichen Minnow traps siehe KRONSHAGE & GLANDT (2014) und zur jüngst vorgestellten „Beutelfalle“ DEWSBURY (2011).

BIM-Reuse (Abb. 6a)

Die Rahmenkonstruktion besteht aus nichtrostenden Stahlstangen. Der Fangraum ist 50 cm hoch, der Querschnitt misst 30 x 30 cm. Die Fußstangen sind ca. 20 cm lang. Die beiden Fangtrichter haben eine Länge von 50 cm, die Außenöffnung misst 30 x 30 cm, die Innenöffnung 10 x 6 cm. Dazu kommen Befestigungsstangen, um die schweren Trichter zu halten. Die Innenöffnungen der beiden Trichter sind in der Längsrichtung gegeneinander versetzt. Die Bespannung erfolgt mit einem Fischernetzmaterial mit einer Maschenweite von ca. 5 mm. Den Abschluss nach oben bildet ein Deckel (34 x 34 cm), der den Fangraum über zwei strammgezogene Gummiriemen abriegelt. Die Leerung der Falle durch Abnahme des Deckels ist sehr praktisch. Die Reuse wird mit den vier Fußstangen fest im Substrat des Gewässers verankert. Sie ist für den Einsatz in etwas tieferen Gewässern gut geeignet, nicht aber für sehr flache (z. B. Grünlandblänken).

BIM-Reusen sind nicht im Handel erhältlich, sie müssen selbst gebaut oder in Auftrag gegeben werden.

Kleinfischreusen (Abb. 6b)

Dies sind sehr leichte, zusammenlegbare Reusen, die über den Sportfischer-Fachhandel oder ebay bezogen werden können. Wichtig ist, eine möglichst geringe Maschenweite der Gaze zu wählen (maximal 5 mm). Beispiele sind die Paladin Kleinfischreuse S (Maße: aufgeklappt 23 x 23 x 55 cm) und die Kleinfischreuse L, beide erhältlich über ebay. HAACKS et al. (2009) stellen eine Reuse der Firma Jenzi vor (Länge 39 cm, Höhe 17,5 cm, Öffnungsdurchmesser 5 cm, Maschenweite 2 mm). Zur Verbesserung des Trichtereffektes an den Öffnungsseiten ist eine Straffung durch zwei innenliegende Nylonschnüre geboten. Diese Reuse ist laut HAACKS (Tagungsvortrag in Recke, Mai 2012) zwar nicht mehr im Handel erhältlich, ein ähnliches Fabrikat kann aber über die Firma HEBEGRO, Marienmünster, bezogen werden.

Kleinfischreusen können entweder ufernah auf den Boden gelegt werden, mit den beiden Trichteröffnungen unter Wasser, aber mit einem gewissen Luftraum darüber, oder sie dienen als Schwimmfallen. Dazu werden Schaumstoffschwimmer außen angebracht oder innen eingelegt. HAACKS (Vortrag in Recke, Mai 2012) setzt die Kleinfischreusen der Firma Jenzi auf dem Gewässerboden ohne Luftvorrat ein, allerdings nur für wenige Stunden über Nacht. Im Freiwasserbereich vor allem größerer Gewässer lassen sich die Fallen mit Teleskopstangen ausbringen (NEUMANN et al. 2010).

HENF-LAAR-Reuse (Abb. 6c)

Diese Reuse besteht aus einem selbsttragenden Kunststoffgitterkäfig, an dem außen zwei Schwimmer angebracht sind, so dass der obere Bereich der Reuse

etwas aus dem Wasser ragt. Die Maße der Reuse sind 50 x 30 x 30 cm bei einer Maschenweite von 4 mm. Zwei Trichter an verschiedenen Enden des Fangraumes leiten die Tiere in den Fangraum.

Bei der ursprünglichen, lange gebräuchlichen Reusenversion (HENF-Reuse, vgl. GLANDT 2011) war die Leerung umständlich (eingeschnittenes Kästchen in der Wandung, das immer aufzubiegen war), und der Transport war platzaufwändig. Jetzt erfolgten entscheidende Verbesserungen durch B. VON LAAR. Beim neuen Modell (Abb. 6c) werden die Teile mittels Spezialklettband zusammengehalten. Dadurch kann die Falle leicht zerlegt und platzsparend transportiert werden. Die Leerung der Falle geschieht sehr einfach durch Hochklappen eines quadratischen Kopfteils.

Meist wird diese Falle als Schwimmfalle eingesetzt, kann aber ufernah auch auf den Gewässerboden gesetzt werden. Sie ist als Bausatz erhältlich über Benedikt von Laar, Gut Klein Görnow, Am Wendepplatz 2/3, 19406 Klein Görnow (www.laartech.biz).

ORTMANN-Falle (Abb. 6e)

Diese Falle ist nicht im Handel erhältlich, lässt sich aber relativ einfach selber bauen. Den Fangraum bildet ein 10 oder 15 Liter-Eimer aus Kunststoff mit gut schließendem Deckel (Farbeimer). Die Fangtrichter bilden 4 (bei 10 L-Eimern) bzw. 5 (bei 15 L-Eimern) abgesägte „Köpfe“ von 1,5 L-PET-Flaschen (Mehrweg-Getränkeflaschen). Am oberen Rand der Eimer sind außen Schwimmer befestigt.

In den Eimerboden werden eine Reihe möglichst kleiner Löcher gebohrt, die bewirken, dass die Fallen selbstständig untergehen wenn sie auf die Wasseroberfläche gesetzt werden. Feine Bohrungen im Deckel dienen dem Luftaustausch. Eventuell können noch in den Eimerseitenwänden Bohrungen erfolgen, was einem gewissen Wasseraustausch dienen dürfte. Die ORTMANN-Falle ist eine Schwimmfalle.

Alle Schwimmfallen (Kleinfischreuse, HENF-LAAR-Reuse, Eimerfalle) sollten mit einer dünnen Leine (Maurerschnur) am Ufer befestigt werden, z. B. an einem Stöckchen oder einem „Hering“ wie beim Camping üblich, damit sie nicht abdriften und besser geborgen werden können.

Flaschenfalle (Abb. 6f)

Für ihren Eigenbau werden zwei Mehrweg-Getränkeflaschen aus Kunststoff benötigt. Eine Flasche wird nahe dem Flaschenboden durchgesägt. Da hinein wird der abgesägte „Kopf“ einer zweiten Flasche eingeführt und mit dünnem Draht befestigt. Dieser Teil dient als Trichter.

Üblicherweise wird die Flaschenfalle an flach auslaufenden Gewässeruferrn eingesetzt, wobei eine „Dreier-Ausrichtung“ empfohlen wird. Zwei Fallen werden parallel zur Uferlinie ausgerichtet, eine senkrecht dazu. An einer Seite erfolgen kleine Bohrungen, damit ein Luftraum in der Flasche verbleibt. Durch Holzstäbchen wird die Falle fixiert, damit sie nicht in tiefere Gewässerpartien abrutscht und voll Wasser läuft.

Die Leerung der Falle erfolgt durch Aufschrauben der 1. Flasche. Das Wasser wird durch ein Kunststoff-Küchensieb gegossen, vor allem wenn Larven gefangen wurden.

4 Bewertung der Fallentypen

In Tab. 1 werden die fünf in Mitteleuropa gängigen Fallentypen vergleichend beurteilt. Minnow traps, die erst seit kurzem in Europa getestet werden (KRONSHAGE & GLANDT 2014) bleiben unberücksichtigt, da die Erfahrungen mit europäischen Amphibien noch nicht ausreichen und die nordamerikanischen Amphibien, insbesondere die meist deutlich größeren Schwanzlurche, kaum mit unseren Arten vergleichbar sind. Auch Schachtel- und Beutelfallen bleiben unberücksichtigt, da sie noch nicht lange eingesetzt werden.

Bei der vergleichenden Beurteilung (Tab. 1) wird auf eine quantitativ-numerische Gewichtung der Beurteilungskriterien, wie sie von SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) vorgenommen wurde, verzichtet. Solche Gewichtungen lassen sich nach meiner Auffassung nicht nachvollziehbar begründen. So ist z. B. nicht einsehbar, warum die „Erhältlichkeit“ eines Fallentyps oder seiner Baumaterialien sowie der „Transport“ so hochrangig bewertet werden wie die Autoren es tun. Die BIM-Reuse wird mit „-2 Punkten“ bedacht (der schlechteste Wert) beim „Transport im Auto“. Dadurch wird der Gesamtwert sehr gedrückt. Es kommt allerdings auf den zur Verfügung stehenden Wagentyp an, wie gut sich die platzgreifenden BIM-Reusen transportieren lassen, d. h. ob ein enger Kleinwagen oder ein geräumiger Kombi zur Verfügung steht. Dies ist bei den Autoren nicht berücksichtigt, würde bis ins Letzte getrieben auch zu weit führen. Jedenfalls geraten sehr fängige Fallen wie die BIM-Reuse durch solche Faktorengewichtungen weit ins Abseits. Im Übrigen sind die Materialien zu diesem Fallentyp ohne Probleme zu beschaffen, der Eigenbau ist zwar etwas aufwändig, aber die Haltbarkeit ist außerordentlich hoch.

Tab. 1: Vergleichende Beurteilung der 5 in Mitteleuropa gängigen Wasserfallen-Typen zur Amphibienerfassung, insbesondere von Molchen und Amphibienlarven. Die Kriterien sind von oben nach unten in eine Rangordnung gebracht. Dies gilt nicht für den Tierschutzaspekt. Hierzu fehlen noch genauere Untersuchungen, die diesbezüglichen Kommentare zu den einzelnen Fallentypen sind deshalb Vermutungen.

Kriterium	BIM-Reuse	Kleinfisch-reuse	HENF-LAAR-Reuse	Eimerfalle (ORTMANN)	Flaschen-falle
Fängigkeit der Einzelfalle	sehr gut (auch Froschlurche)	gut – befriedigend	gut (auch Froschlurche)	gut	befriedigend
Einsetzbarkeit	tiefere Gewässer	flache (ohne Schwimmer) und tiefere Gewässer (mit Schwimmer)	tiefere Gewässer	tiefere Gewässer	Flachufer tieferer Gewässer und flache Gewässer
Handhabbarkeit (Setzen, Leeren)	gut	gut	gut	gut	gut
Transport	platzaufwändig, hohes Gewicht	sehr platzsparend, sehr leicht	platzsparend, zerlegbar, leicht	platzaufwändig, leicht	platzsparend, leicht
Haltbarkeit	sehr langlebig (> 20 Jahre)	gering (Probleme: Gaze, Reißverschlüsse)	langlebig (Schwachpunkt Klettverschlüsse?)	langlebig, aber wartungsanfällig (Schwachpunkt Trichter)	langlebig
Erhältlichkeit, Bau	Eigenbau (aufwändig wegen Schweißarbeiten)	im Handel, Neylonschnur Selbstmontage	Bausatz im Handel, Selbstmontage ca. 20 Minuten	Eigenbau (mäßig aufwändig, Ausgangsmaterial im Handel)	Eigenbau sehr einfach, Ausgangsmaterial im Handel
Kosten	ca. 50 Euro, dazu Schweiß- und Nährarbeiten	ab ca. 5 Euro, je nach Modell	knapp 60 Euro je Bausatz	ca. 5 Euro	ca. 50 Cent Flaschenpfand
Tierschutz, Stressphysiologie (hoher Forschungsbedarf!)	unproblematisch	unproblematisch	unproblematisch	problematisch (glatte Wandung, Thermik, Sauerstoff)	problematisch (geringes Volumen, glatte Wandung, Thermik, Sauerstoff)

Fängigkeit

Das aus meiner Sicht wichtigste Kriterium, nämlich die Fängigkeit eines Fallentyps, steht in der Rangfolge (Tab. 1) ganz oben. Der Zweck des Einsatzes von Wasserfallen ist es, Amphibien, z. B. Molche, zu fangen. Also sollten, wann immer möglich, besonders fängige Fallen zum Einsatz kommen.

Unter Fängigkeit wird hier ein relatives Maß verstanden, nämlich die Zahl der Molche (oder anderer Amphibien) und ihrer Larven je Einzelfalle bei einem Fallentyp im Vergleich zu anderen Fallentypen. Anders als die Fangeffektivität (siehe hierzu Kap. 6) nimmt der Begriff Fängigkeit keinen Bezug auf die tatsächliche Populationsgröße.

Ein exakter Vergleich der Fängigkeiten ist aus meiner Sicht nicht möglich, auch wenn verschiedene Autoren dies suggerieren. Grundsätzlich sollte nur die Fängigkeit der Einzelfalle verglichen werden. Der Vergleich einzelner Fallen mit jeweils drei Flaschenfallen, wie von SCHLÜPMANN (2009) vorgenommen, lässt sich nicht objektiv begründen. Nachdem der Autor aufgrund seines Datenmaterials feststellt, dass die Flaschenfalle als Einzelfalle die schlechtesten Fangergebnisse erbrachte, vergleicht er einen Dreier-Set dieses Fallentyps mit Einzelfallen der anderen Typen. Dadurch holt natürlich die Flaschenfalle auf. Bei zwei Standorten innerhalb eines Gewässers mit zusammen 6 Flaschenfallen resultierte für diesen Typ sogar die beste Fängigkeit. Genauso gut könnte man allerdings jeden anderen Fallentyp vervielfachen und würde dessen Fängigkeit ebenfalls steigern!

Die fängigsten Fallentypen (bezogen auf die Einzelfalle) von den fünf in Tab. 1 verglichenen sind BIM-Reuse, HENF-LAAR-Reuse sowie Eimerfalle. Kleinfisch- und Flaschenreuse liegen deutlich dahinter. Die fängigste Falle überhaupt ist die BIM-Reuse (HARTUNG et al. 1995, GLANDT 2000, 2011, VON BÜLOW 2001, MINTEN & FARTMANN 2001, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GONSCHORREK 2011). Dies dürfte u. a. an den besonders großen äußeren Öffnungen der Fangtrichter (ca. 30 x 30 cm) liegen. Bei zwei Trichtern steht eine Gesamtfangfläche von 1800 cm² zur Verfügung. Eimer- und Flaschenfalle dagegen haben sehr kleine Öffnungen. Die Flaschenfalle hat nur eine Außenöffnung von durchschnittlich 9 cm Durchmesser und eine Fangfläche von 64 cm² (GONSCHORREK 2011). Eine BIM-Reuse hat eine Gesamtfangfläche, die 28mal größer ist als die einer Flaschenfalle.

SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) bewerten die Fängigkeit der Fallentypen, so auch der BIM-Reuse, sehr differenziert. Die BIM-Reuse z. B. soll für Kammolche sehr gut geeignet sein, für „kleine Molche“ aber nur gut, was im Gesamtergebnis die Fängigkeit deutlich dämpft. Im Vergleich dazu soll die Kleinfischreuse bei beiden Molchgruppen sehr gut fängig sein. Mir ist unverständlich, wie die Autoren zu dieser Einschätzung kommen. GONSCHORREK (2011) hat im Mittel einen Molch pro Kleinfischreuse gefangen, mit der BIM-Reuse dagegen rund 14 Molche, wobei es sich ausschließlich um kleine Molche (Teich- und Bergmolch) handelt, weil der Kammolch im Untersuchungsgebiet „Heiliges Meer“ (nördliches Westfalen) nicht vorkommt.

Auch KUPFER (2001) problematisiert die BIM-Reuse, indem er schreibt: „Ihre Nachteile sind vor allem baubedingt. Die Falle ist schwer und kann daher nicht schwimmen.“ Die BIM-Reuse ist nie als Schwimmfalle propagiert worden, trotzdem ist sie zumindest in kleineren Gewässern Schwimmfallen wie der Kleinfischreuse hinsichtlich der Fängigkeit deutlich überlegen. Anders würde sich die

Situation in größeren Weihern oder Röhrichten von Seen darstellen. In solchen Situationen wären Schwimmfallen immer die Methode der Wahl. „Ein weiterer Nachteil der Falle ist, daß Molche wieder durch die Öffnungen der Außentrichter entweichen können“ (KUPFER 2001). Dies trifft zwar zu, ist aber bei allen gängigen Fallentypen der Fall. Einzige Ausnahme bildet die bereits erwähnte Auftauchfalle (MÖLLE & KUPFER 1998), die jedoch nur sehr selten eingesetzt wurde (A. KUPFER, briefl. Mitt. April 2012). In Untersuchungen von LAUFER (2009) erwies sich die Auftauchfalle im Vergleich zu geräumigen Gitterfallen (von ihm gebaute „Kastenfallen“, die den HENF-LAAR-Reusen ähnlich sehen) und Kleinfischreusen sogar als deutlich weniger fängig.

Einsetzbarkeit

Die Fängigkeit ist nicht das einzige Entscheidungskriterium für die Wahl eines bestimmten Fallentyps. Ich bin vielmehr der Auffassung, dass die Fallentypen nach der jeweiligen örtlichen Situation und insbesondere nach dem Gewässertyp ausgewählt werden sollten. In einem flachen Quellsumpf, wie er sich als Gewässertyp häufig im Bergland findet, sind Flaschenfallen der geeignetste Fallentyp, will man nicht ohnehin lieber zum Kescher greifen. In einem tieferen, vertikal gegliederten Gewässer, wie häufig im Tiefland vorzufinden, sollten dagegen zwei bis drei verschiedene Fallentypen zum Einsatz kommen, um die verschiedenen Gewässerkompartimente besser abzugreifen (Abb. 7). Flaschenfallen eignen sich vor allem für den flachen Uferbereich, doch lassen sie sich, wie BLIESENER (2010) zeigte, auch im zentralen Tiefenwasser einsetzen, wenn sie stockwerkartig an einem Metallrohr montiert werden (Abb. 8). Die Autorin konnte dadurch auch Molchfänge im Tiefenbereich des Gewässersentrums („profundale Region“) erzielen (Abb. 7). Eimerfallen und HENF-LAAR-Reusen decken den oberflächennahen zentralen („pelagischen“) Teil des Gewässers ab. Im Übergangsbereich können BIM-Reusen sehr gut weitere Fänge erzielen. Kleinfischreusen greifen als Schwimmfallen ebenfalls den oberflächennahen Teil des Gewässers ab, als Grundfalle wie von HAACKS (2012) eingesetzt, dagegen den bodennahen (profundalen) Teil (Abb. 7).

Auf Grund der vorstehenden Überlegungen wird die Einsetzbarkeit in der Bewertungstabelle (Tab. 1) sehr hoch eingestuft.

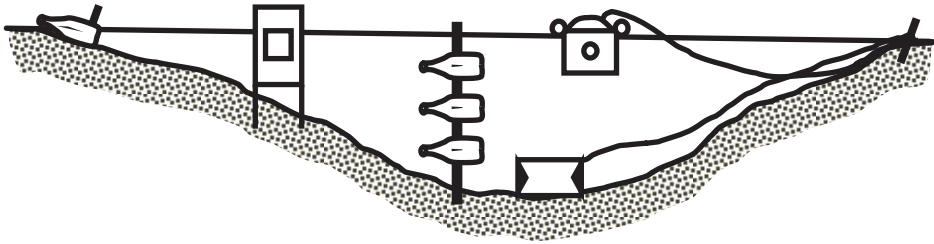


Abb. 7: Wasserfalleneinsatz zum Amphibien- bzw. Molchfang in verschiedenen Kompartimenten eines vertikal gegliederten Stillgewässers. Links am Ufer eine Flaschenfalle (mit Holzstäbchen fixiert), rechts daneben eine BIM-Reuse (mit Fußstangen im Bodengrund verankert), daneben rechts mehrere Flaschenfallen, montiert an einem vertikalen Metallrohr. In der Mitte schwimmend eine Eimerfalle (mit einer Schnur an einem Stab am Ufer fixiert) und auf dem Gewässerboden eine mit Gewicht versenkte Kleinfischreuse, die ebenfalls mit einer Schnur eingeholt wird. Computergrafik B. GLANDT.



Abb. 8: Stockwerkartige Anordnung von Flaschenfallen an einem Metallrohr zwecks Einsatz im Zentralteil tieferer Kleingewässer (System BLIESENER). Foto D. GLANDT.

Transport

SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) gewichten den Transportaspekt in ihrer Nutzwertanalyse sehr hoch. Der Aufwand, den der Transport der Fallen von A nach B verursacht, ist zwar nicht unwichtig, wird von mir aber in Tab. 1 als nachrangig eingestuft. Im Allgemeinen ist in Mitteleuropa ein gut ausgebautes Straßen- und Wegenetz vorhanden und viele, wenn nicht die meisten Gewässer sind gut mit dem PKW erreichbar. Gewicht oder Volumen bedingte Nachteile bei den Fallen (z. B. BIM-Reuse) lassen sich durch Einsatz größerer Transportfahrzeuge kompensieren. In Einzelfällen, z. B. bei schwer zugänglichen Gewässern, die nicht über Fahrwege angebunden sind, wird der Transportaspekt allerdings dominant. Dann kann die Wahl sehr leichter Fallen geboten sein, z. B. die Benutzung der leichten, zusammenfaltbaren Kleinfischreusen durch Transport im Rucksack (H. LAUFER, mündlich). Auch dürfte die neue, zusammenlegbare Version der HENF-LAAR-Reuse sehr hilfreich sein. Ebenso könnte die Beutelfalle hierin – wenn sie sich bewähren sollte – einen entscheidenden Vorteil aufweisen.

Kosten

Für den Praktiker, z. B. in einem Gutachterbüro, sehr wichtig sind zweifelsohne die Kosten einer Methode, da sie Eingang in die Kalkulation des Angebots finden müssen. Dieses Kriterium ist in Tab. 1 allerdings sehr nachrangig angesetzt, weil die Kosten aller Fallen relativ gering sind. Die teuerste Falle ist zwar die BIM-Reuse, vor allem, wenn man das Stahlgestell in einer Schlosserei schweißen lässt. Dem steht aber die sehr lange Haltbarkeit gegenüber. Es gibt BIM-Reusen, die bereits mehr als 20 Jahre im Einsatz sind, und dies ohne nennenswerte Beschädigung oder Materialermüdung. Selbst wenn man bei Fremdvergabe 150-200 Euro für eine Falle ansetzt, würde sie nach 10 Jahren abgeschrieben jährlich lediglich mit 15-20 Euro zu Buche schlagen, ein vergleichsweise geringer Betrag.

Tierschutz

Ein wesentlicher Gesichtspunkt in der Diskussion um den Einsatz von Wasserfallen ist bislang nahezu unbeachtet geblieben, nämlich der Aspekt des Tierschutzes. Hierzu zählen zwei Faktoren:

(a) das „Binnenklima“ einer Wasserfalle. Durch den Grad des natürlicherseits stattfindenden Wasseraustausches werden Thermik und Sauerstoffversorgung innerhalb der Falle während der Expositionsdauer entscheidend beeinflusst.

(b) der Stressfaktor. Zwar werden kaum Mortalitätsfälle von den Fallennutzern mitgeteilt. Jedoch gibt es auch weit vor dem Eintritt des Todes tierrelevante

Phänomene, die zu beachten sind wie den Stress. Auch wenn Biologen keinen Berufseid leisten wie Mediziner, haben sie doch eine Berufsethik zu beachten. Dies wird z. B. von großen Fachzeitschriften heute bei Tierversuchen grundsätzlich gefordert, für Wirbeltiere ohnehin durch nationale Tierschutzgesetze. Es gilt demnach so tierschonend wie irgend möglich mit den Tieren umzugehen! Deshalb muss die Frage gestellt werden, ob und in welchem messbaren Umfang können Stressphänomene nachgewiesen werden, die auf den Aufenthalt in den Wasserfallen zurückgehen? Wird z. B. stressbedingt die Reproduktionsleistung gefangener Molchweibchen gemindert? Wie lässt sich der durch Fallenaufenthalt bedingte Stress auf ein Minimum begrenzen?

5 Wie müsste die ideale Wasserfalle aussehen?

Bei Betrachtung der Tab. 1 wird deutlich, dass jede Falle Vorteile, aber auch Nachteile hat. Die ideale Falle ist jedenfalls nicht darunter. Kann es diese überhaupt geben? Auf der Tagung in Recke (Mai 2012) wurde vorgeschlagen, einmal ganz anders vorzugehen, nämlich zunächst ein Anforderungsprofil zu formulieren und dann zu prüfen ob eine bereits verfügbare Falle alles erfüllt oder zu formulieren wie die ideale Falle aussehen müsste.

Eine ideale Falle müsste aus meiner Sicht folgende Anforderungen erfüllen:

Sie müsste

- sehr fängig sein
- vielseitig einsetzbar sein
- einfach zu händeln sein (leicht installierbar, leicht transportierbar)
- im Handel erhältlich und möglichst preiswert sein
- möglichst langlebig sein
- absolut tierschonend sein

Keine der vorstehend behandelten Fallen kann sämtliche Forderungen in vollem Umfang erfüllen. Generell würde ich poröse Fallen den nicht-porösen vorziehen. Auch sollten gefangene Tiere die Möglichkeit zum Luftholen haben. Die Öffnungsgrößen sollten gut überlegt sein. Für die Innenöffnungen sollte ein Durchmesser von 2-3 cm angesetzt werden. Nimmt man Abstriche bei der Fängigkeit hin, käme eventuell die HENF-LAAR-Reuse dem Ideal nahe. Abzuwarten bleibt allerdings, wie sich die nordamerikanischen Minnow traps in Europa bewähren (vgl. KRONSHAGE & GLANDT 2014). Die Fängigkeit der Einzelfallen ist allerdings auch bei diesen nicht annähernd vergleichbar mit der BIM-Reuse. Der Einsatz von 4-6 HENF-LAAR-Reusen oder 5-10 Minnow traps in kleinen bis mittelgroßen Gewässern könnte vielleicht eine Lösung darstellen. Eventuell wäre aber auch die Konstruktion einer ganz neuen Falle angeraten, die nach positiv verlaufender, mehrjähriger Testphase als die Falle schlechthin empfohlen werden könnte. Die kürzlich vorgestellte „Beutfalle“ (DEWSBURY 2011) zeigt, dass die technischen Möglichkeiten noch nicht ausgeschöpft sind, um neuartige Konstruktionen zu entwickeln. Dies lässt hoffen, dass eine Falle möglich ist, die dem Ideal nahekommt.

6 Was sagen die Fallenfänge wirklich aus?

Die meisten bislang publizierten Daten zur Fängigkeit von Wasserfallen werden nicht in Beziehung zur tatsächlichen Populationsgröße in einem gegebenen Gewässer gesetzt. Das ist ihre größte Schwäche, denn es bleibt zu fragen, was die erhaltenen Werte eigentlich aussagen. In diesem Zusammenhang sind zwei aus der Populationsökologie stammende Begriffe und ihre präzise Unterscheidung von zentraler Bedeutung: Siedlungsdichte und Aktivitätsdichte.

Nach SCHWERDTFEGER (1968) ist Siedlungsdichte (= Abundanz) definiert als die „Anzahl der Individuen einer Art, bezogen auf eine Maßeinheit des besiedelten Raumes“. Aktivitätsdichte dagegen ist „die Zahl mobiler Tiere, die sich in einer bestimmten Zeitspanne in einer bestimmten Anzahl von Fallen fängt“ (SCHWERDTFEGER 1968). Der Autor betont am Beispiel von Spinnen, die in Barberfallen gefangen wurden, dass das Verhältnis der beiden Dichtarten sehr unterschiedlich sein kann, d. h. keine feste Größe darstellt.

In welcher Beziehung stehen die beiden Dichtewerte im Rahmen des Einsatzes von Wasserfallen?

WILSON & PEARMAN (2000) führten Laborexperimente mit adulten nordamerikanischen Rauhhütigen Gelbbauchmolchen (*Taricha granulosa*) durch. In große Wassertanks, die als Modellgewässer dienten, wurde jeweils eine zusammenfaltbare Köderfischreue gesetzt. Deren Fänge waren mit der Dichte der Wassermolche im Versuchstank positiv korreliert. Daraus könnte abgeleitet werden, dass die Fallenfänge auch im Freiland Ausdruck einer Siedlungsdichte wären. Die Autoren diskutieren allerdings ihre Resultate sehr kritisch und betonen, dass eine Vielzahl von Faktoren im Freiland die Fallenfänge beeinflussen. Sie empfehlen deshalb weitere Untersuchungen, um den im Labor erhaltenen Zusammenhang unter Freilandbedingungen zu prüfen.

In Laborexperimenten mit Kaulquappen der im Südosten Australiens vorkommenden Laubfroschart *Litoria ewingii* hat LAUCK (2004) festgestellt, dass die Anzahl der in Flaschenfallen gefangenen Quappen abhängig ist von der Dichte der Larven im Umfeld, von der Wassertemperatur sowie der Helligkeit (hell – dunkel). Hinzukommen dürften weitere, von der Autorin nicht getestete Faktoren wie z. B. die Dichte und Verteilung der submersen Vegetation und eventuell verhaltensbiologische Aspekte.

Unter den stark vereinfachten Umgebungsbedingungen der Laborexperimente sind die Resultate von LAUCK (2004) und WILSON & PEARMAN (2000) nicht verwunderlich. Entscheidend ist wie gut die gefundenen Beziehungen auf die komplexe Freilandsituation übertragbar sind.

Eingehend hat sich ORTMANN (2009) mit der Aussagekraft von Fangergebnissen unter Freilandverhältnissen beschäftigt, und zwar am Beispiel metamorphosierter Kammolche, die mittels der von ihm konstruierten Eimerfallen gefangen wurden. Er berechnete Fangeffektivitäten (= Anzahl gefangene Molche in Pro-

zent des tatsächlichen Bestandes in einem Gewässer) für 8 Untersuchungsge-
wässer in drei Untersuchungsjahren. Der Autor konnte Fangeffektivitäten zwi-
schen 3,7 und 96,8 % ermitteln, eine enorme Spanne, die er nicht nur mit der
jeweiligen Zahl eingesetzter Fallen erklärt, sondern besonders auf andere Fak-
toren, wie lokale Fallendisposition und Gewässerstruktur zurückführt.

Der Autor hat sich auch mit den Empfehlungen zum FFH-Kammolch-Moni-
toring von SCHMIDT et al. (2006) kritisch auseinander gesetzt. Diese fanden Ein-
gang in die derzeit gültigen Bewertungsvorschriften (PAN & ILÖK 2010), die un-
ter Mitwirkung des Bundesamtes für Naturschutz und der Bundesländer erar-
beitet wurden. Auf der Basis von über 20 Begehungen je Gewässer hat er statis-
tische Populations-schätzungen vorgenommen. Sodann wurden zufällig ausge-
wählte Aktivitätsdichtewerte mit den tatsächlichen Populationsgrößen ver-
glichen, wobei keinerlei statistisch gesicherter Zusammenhang resultierte. Das
bedeutet, die mit der empfohlenen Vorgehensweise zum FFH-Monitoring des
Kammolches erhaltenen Ergebnisse spiegeln in keiner Weise die tatsäch-
lichen Bestände wider. Das müssten sie aber eigentlich, denn die Forderung der
Europäischen Kommission ist, alle 6 Jahre (Berichtsjahre) zu überprüfen, ob
ausgewählte Kammolchbestände gleich geblieben sind, abgenommen oder
zugenommen haben (Ermittlung des sog. „Erhaltungszustandes“). Der Autor
kommt deshalb bezüglich des empfohlenen Vorgehens beim Kammolch-Moni-
toring zu dem Ergebnis: „Die mit dieser Methode erhobenen Ergebnisse bleiben
ohne Aussagekraft und können die Anforderungen der Europäischen Kommis-
sion in keiner Weise erfüllen“.

Auch die frühen Daten von KÜHNEL & RIECK (1988) ergaben einen sehr geringen
Bezug der Fänge mittels Flaschenfallen (Aktivitätsdichten) zu den tatsächlichen
Molchbeständen zweier Berliner Gewässer. Werte zur Populationsgröße hatten
die Autoren durch Folienabschränkungen an den Gewässern gewonnen. Diese
lagen erheblich höher als die Tierzahlen in den Flaschenfallen. Für letztere las-
sen sich lediglich Fangeffektivitäten zwischen 0,5 und 8% aus ihren Daten er-
rechnen.

Die mittels Wasserfallen erhaltenen Werte stellen Aktivitätsdichtewerte dar. Um
Siedlungsdichtewerte angeben zu können, werden Daten zur Populationsgröße
benötigt, die dann in Beziehung zu Größe und/oder Volumen des Gewässers
gesetzt werden müssen. Um die Populationsgröße zu bestimmen werden Fang-
Wiederfang-Daten benötigt. Solche lassen sich nur erheben, wenn die Tiere kol-
lektiv oder individuell erfasst werden. Da Markierungen, vor allem die lange Zeit
übliche Amputation einzelner Phalangen, nicht mehr zeitgemäß sind und heute
meist abgelehnt werden, bedarf es anderer Methoden. Bei Kamm- und Teich-
molchen wurde schon früh das ventrale Fleckenmuster zur individuellen Erfas-
sung genutzt (HAGSTRÖM 1973, GLANDT 1980b). Die moderne Digitalfotografie
ermöglicht eine gute Erfassung von Mustern. Das Problem ist die zeitaufwän-
dige Wiedererkennung der Muster, vor allem bei Teichmolchweibchen. Beim
Bergmolch wurde von WINKLER & HEUNISCH (1997) die Kehlfleckung für kleine
Tierkontingente eingesetzt, doch dürften die Körperseiten, speziell das schwarze
Fleckenmuster auf den weißlichen Längsbändern an den unteren Flanken, bes-

ser geeignet sein. Beim Fadenmolch konnten die letztgenannten Autoren nur die Männchen fotografisch individuell unterscheiden, nämlich auf Grund des Fleckenmusters der Schwanzseiten.

Vor allem bei größeren Tierzahlen (mehrere Hundert bis über Tausend Tiere) wäre es sehr hilfreich, mit einer Wiedererkennungssoftware zu arbeiten, so dass am Computer der Abgleich der individuellen Muster erfolgen kann. Am besten wäre ein Programm, das den Abgleich mit fotografischen Mustern selbstständig, d. h. ohne Vorauswahl durch den Untersucher vollzieht. Bisherige Programme im zoologischen Bereich scheinen jedoch alle interaktiv zu funktionieren, d. h. der Untersucher muss noch relativ viel Arbeit leisten, um zunächst vereinfachte Musterparameter „herauszufiltern“. Auf dieser Basis kann das Programm dann einen Abgleich auf Wieder- oder Erstfund vollziehen. Ein solches Programm ist das I³S (= Interactive Individual Identification System), das SACCHI et al. (2010) an Eidechsen angewendet haben (Schuppenmerkmale). Ein anderes Programm ist „Image Tool“, das zum Erkennen ventraler Fleckenmuster von Gelbbauchunken eingesetzt wurde (PLĂIAȘU et al. 2005).

7 Verhaltensbiologische und physiologische Gesichtspunkte: viele offene Fragen

Wasserfallen setzen sich in den letzten Jahren bei der Erfassung von Lurchen, vor allem adulten Molchen, immer mehr durch. Dem steht die Tatsache gegenüber, dass zahlreiche Fragen um dieses Thema herum bislang unbeantwortet oder nur ansatzweise untersucht sind. Viele Fragen sind in der Literatur oft noch garnicht gestellt. Es erfolgt hier deshalb eine erste Sammlung von Fragestellungen, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt. Deutlich wird, wie vielschichtig das Thema Wasserfallen (unabhängig von der technischen Seite) auch aus biologischer Sicht ist.

(a) Warum suchen Molche oder andere Amphibien und ihre Larven überhaupt Fallen auf? Welche spezifischen Motive haben sie, in eine bestimmte Fallenöffnung zu schwimmen? Ist Neugierverhalten im Spiel oder geraten die Tiere rein zufällig in die Fallen? Zumindest bei Innenbeleuchtung von Fallen dürfte gerichtete Orientierung zum Licht (Phototaxis) eine Rolle spielen. Für adulte Teichmolche hat GRIFFITHS (1983) positive Phototaxis nachgewiesen, sowohl bei Helligkeit als auch in der Dämmerung. Für adulte Kammmolche hingegen fand der Autor nur bei Schwachlicht eine positive Reaktion, während die Tiere bei größerer Helligkeit negativ phototaktisch reagierten (GRIFFITHS 1984). Allerdings wurden, offenbar aus untersuchungstechnischen Gründen, metamorphosierte Molche nur in der Landphase getestet. In der aquatischen Lebensphase könnten sie sich eventuell anders verhalten.

Hinzukommen Unterschiede im Verhalten der Entwicklungsstadien. Junge Larven des Teichmolches reagierten bei größerer Helligkeit eher positiv, bei gerin-

gerer Helligkeit dagegen vorwiegend negativ phototaktisch (GRIFFITHS 1983). Ältere Larven reagieren bei großer und geringer Helligkeit überwiegend negativ phototaktisch. Beleuchtete Fallen sollten deshalb wenig geeignet sein, um große Molchlarven zu erfassen, was aber unter Freilandbedingungen getestet werden sollte. Für Anurenlarven (*Hyla arborea*, *Pelobates fuscus*, *Bufo viridis*, *Bombina bombina*) konnten sehr viel mehr Fänge mit beleuchteten gegenüber unbeleuchteten Fallen erzielt werden (CSARMANN 2006). Bei negativ phototaktischem Verhalten wäre das kaum denkbar. KRONE (1992) stellt schließlich die Frage ob – zumindest bei durchsichtigen Fallen wie den Flaschenfallen – Futtertieransammlungen die Motivation, in die Fallen zu schwimmen, erhöhen.

(b) Wie verhalten sich erfahrungslose Tiere und solche, die sich bereits einmal oder mehrmals in einer Falle gefangen haben? GRIFFITHS (1985) konnte in Labortests keinen Einfluss auf die Fangergebnisse von Teich- und Fadenmolchen mit Flaschenfallen nachweisen. Der Autor experimentierte jeweils mit Einzeltieren. Intra- oder interspezifische Unterschiede in den engen Fallen, z. B. wenn die, in denen erstmals Erfahrungen gesammelt wurden, besonders voll waren oder wenn sich auch Kammmolche darin befanden, blieben unberücksichtigt. Solche Vorerfahrungen könnten sich auf das Fangergebnis auswirken.

(c) Wie verhalten sich die Lurche während der Aufenthaltszeit in den Fallen verschiedener Typen, z. B. ruhig, unruhig, ständig ruderd? Es ist zu erwarten, dass sich adulte Molche gegenüber verschiedenen Materialien, z. B. an Netzen, Gittern oder glatten Plastikwänden unterschiedlich verhalten. In den Netz- und Gitterfallen können sie sich festhalten und ausruhen, an den glatten Wänden der Eimer-, Schachtel- und Flaschenfallen dagegen nicht. Bei einem Fallenaufenthalt von 12 Stunden und mehr könnten diese Materialeigenschaften stressphysiologisch unterschiedlich wirksam sein.

(d) Das Verhalten gegenüber verschiedenen Fallenfarben, z. B. weiß, schwarz, silbern, wäre zu testen. Eimerfallen z. B. sind sehr auffällige weiße Fremdkörper zwischen den recht dunklen Farben innerhalb eines Gewässers. Demgegenüber fügen sich die grünen Netz- und Gitterfallen in das natürlicherseits vorhandene Farbenspektrum (z. B. Farbe der submersen Vegetation) ein. Wie wirkt sich dies auf die Fängigkeit einer Falle aus? Wie würden z. B. grüne, gelbe oder rote Eimer auf Molche wirken? Die Farbe Grün hat nach Untersuchungen von HIMSTEDT (1972) für Urodelen keine große Bedeutung als Auslöser von Beutefangreaktionen, der „Reizwert“ von grün erwies sich als vergleichsweise gering. Demgegenüber resultierten für die Farben blau, gelb und rot sehr viel höhere Reizwerte. Die Frage ist allerdings, warum gerade die Netz- und Gitterfallen (besonders die BIM-Reuse), die häufig von grüner Farbe sind, so fängig sind. Spielt die grüne Farbe hierbei keine Rolle und sind es die großen Trichteröffnungen, die den Ausschlag geben? Können die Reizwerte im Funktionskreis Beutewerwerb überhaupt auf andere Funktionskreise übertragen werden? Im Zusammenhang mit dem Aufsuchen von Eiablagesubstraten (meist grüne Pflanzen, braunes Falllaub wird wohl nur in pflanzenarmen Gewässern als Notlaichsubstrat akzeptiert) spielt die Farbe grün vielleicht eine größere Rolle als beim Beutefang oder bei der Partnersuche.

(e) Kann die Fängigkeit der Fallen durch Innenbeleuchtung erhöht werden? Bei mit Knicklichtern ausgestatteten BIM-Reusen fand VON BÜLOW (2001) keine Erhöhung der Fängigkeit gegenüber unbeleuchteten Reusen. Untersuchungen an Eimer- und Schachtelfallen zeigen hingegen, dass die Fängigkeit gegenüber adulten Molchen und Amphibienlarven durch Beleuchtung des Fallennerns z. T. deutlich erhöht werden kann (KRONE & KÜHNEL 1997, CSARMANN 2006, BECKMANN & GÖCKING 2012, WERBA 2012). Es könnte auch sein, dass Innenbeleuchtung von Fallen mit porösem Ausgangsmaterial (Netz- und Gitterfallen) eine völlig andere Wirkung als bei nicht-porösen Fallen hat. Schließlich wäre zu prüfen, ob unterschiedliche Typen der Innenbeleuchtung (Knicklichter, LED-Leuchten u. a.) zu unterschiedlicher Fängigkeit führen wie dies KRONE (1992) andeutet. Bei LED-Leuchten wäre die Wirkung unterschiedlicher Lichtleistungen zu testen und auch der Frage nach einer eventuellen Schädlichkeit für die Augen der Amphibien bei sehr leistungsstarken Leuchten nachzugehen.

(f) Welche Prädationsereignisse spielen sich in den Fallen ab, z. B. adulte Molche versus Amphibienlarven, Gelbrandkäfer und andere räuberische Insekten versus Molche? Nach allgemeiner Auffassung soll Prädation innerhalb der Fallen kein gravierender Faktor während der etwa zwölfstündigen Aufenthaltszeit sein (vgl. SCHLÜPMANN 2009), jedoch fehlt es an quantitativen Untersuchungen. Gerade die Prädation adulter Molche auf Molchlarven lässt sich während der Fallenkontrollen kaum nachweisen oder ausschließen. Hierzu müssten kontrollierte Experimente durchgeführt werden. Auch könnten Adulte des Kammmolches einige des Teichmolches vertilgen, was in der Natur nachgewiesen wurde (HAGSTRÖM 1971, GLANDT, unveröff.). Vor allem Anurenlarven, besonders des Grasfrosches, könnten durch adulte Molche erbeutet werden. In der Enge der Wasserfallen dürften sich Grasfroschlarven geradezu auf dem Präsentierteller befinden. Ob sich dies aber quantitativ auswirkt oder die Molche durch die Stresssituation, in der sie sich befinden, in ihrem Beutefangverhalten gehemmt sind, wäre zu untersuchen.

(g) Gibt es Mitnahmeeffekte, z. B. erhöhen in Fallen eingesetzte Weibchen („Köderweibchen“) die Fangeffektivität der Männchen? Beeinflussen bereits vorhandene Molche oder Amphibienlarven in einer Falle das Fangergebnis? Nach GRIFFITHS (1985) üben einzelne Männchen und Weibchen keine erhöhte Attraktivität einer Falle auf Teich- und Fadenmolche aus. Einmal wurde allerdings das Gegenteil nachgewiesen, wonach Fallen ohne Artgenossen attraktiver waren als mit „Ködertieren“ besetzte. WILSON & PEARMAN (2000) fanden im Laborexperiment, dass ein in die Testfalle gesetztes Weibchen von *Taricha granulosa* mehr Adultfänge zur Folge hatte als leere Testfallen zu Beginn des Experiments.

Weitere Untersuchungen hierzu wären sicher interessant und wichtig, gerade auch mit den europäischen Molcharten.

(h) Zu fragen ist ob der Aufenthalt in einer Falle, vor allem in kleinen Fallen (Flaschenfallen) und solchen mit glatten Wänden (Eimer-, Schachtel- und Flaschenfallen), physiologisch messbare Wirkungen auf die gefangenen Tiere, z. B. Molche, zeigt. Besonders Molchweibchen reagieren auf unnatürliche Ge-

fangenschaftssituationen (z. B. Aufenthalt in Aquarien ohne Pflanzen und Substrat) rasch durch Aussetzen der Eiablage (STIEVE 1921), erholen sich allerdings diesem Autor zufolge sobald sie wieder in günstigere Umweltbedingungen geraten. Allerdings sollten physiologische Untersuchungen, z. B. Messung der Markerwerte für Stress (Adrenalin u. a.), klären, ob messbare Nebeneffekte zurückbleiben. Bei mehrmaligem Aufenthalt eines Tieres in einer Fangsaison könnten Potenzierungen resultieren, die sich im ungünstigen Falle auf die saisonale Reproduktionsleistung des Weibchens auswirkt. Dies könnte sich auf die Reproduktivität der Gesamtpopulation negativ auswirken.

(i) Amphibien sind ektotherme Wirbeltiere, d. h. ihre Körpertemperatur und damit auch ihr Stoffwechsel sind stark von der Außentemperatur abhängig. Anzunehmen ist deshalb, dass die Aktivitätsdichtewerte, die mit den Wasserfallen erzielt werden, deutlich von der Wassertemperatur abhängen. LAUCK (2004) hat höhere Fallenfänge bei Laubfroschlarven in warmem (25 °C) gegenüber kühlem Wasser (15 °C) gefunden. Weitere Untersuchungen, z. B. an adulten Molchen, wären sehr wichtig, um die Fallenfänge besser beurteilen zu können. Dabei dürfte eine komplexe Situation resultieren, denn die Aktivitäten sind vielfältig motiviert (Beutesuche, Partnersuche, Fluchtverhalten, thermoregulatorisches Verhalten).

(j) Ein bedeutsamer Punkt, gerade auch unter Tierschutzgesichtspunkten, ist die Frage der Entwicklung von Wassertemperatur und Sauerstoffversorgung in den Fallen während der gesamten Expositionszeit. Bisher scheinen noch keine Untersuchungen hierzu vorzuliegen. Zwischen Fallen aus porösem und solchen aus nicht-porösem Material könnten dabei deutliche Unterschiede resultieren. Netz- und Gitterfallen sind offene Systeme, weshalb ein recht guter Wasseraustausch mit der Umgebung anzunehmen ist. Dies dürfte die Sauerstoffversorgung im Fallenninnern verbessern und einer Überhitzung entgegenwirken. Die nachträglich angebrachten Bohrungen der Eimer- und Flaschenfallen dürften nicht annähernd so effektiv sein. Wie wirksam in dieser Hinsicht der Atemschlauch und der kaminartige Beutel der „Beutfalle“ sind (vgl. DEWSBURY 2011) wäre ebenfalls zu untersuchen.

(k) Wasserfallen werden häufig an wechselnden Gewässern eingesetzt. Die Gefahr, dass sie dabei als Überträger der Sporen des Chytridpilzes (*Batrachochytrium dendrobatidis*) fungieren, ist sehr groß. Es wäre geradezu fatal, wenn durch den verstärkten Einsatz von Wasserfallen einer spürbaren Ausbreitung dieses für Amphibien gefährlichen Pilzes Vorschub geleistet würde!

SCHMIDT et al. (2009) geben praktische Tipps wie mit Fallen (aber auch Gummistiefeln, Keschern etc.) zu verfahren ist. Ein gründliches, komplettes Abtrocknen scheint sehr wirksam, da der Pilz und seine Sporen Austrocknung nicht vertragen. Dabei dürften die verschiedenen Fallentypen unterschiedlich lange brauchen, um komplett zu trocknen. Eine vergleichende Untersuchung von Netz- und Gitterfallen einerseits, Eimer- und Flaschenfallen andererseits wäre nötig, um dies genauer beurteilen zu können.

8 Schlussbemerkung

Auch wenn Wasserfallen heute kaum noch aus der feldherpetologischen Praxis wegzudenken sind: Es resultiert der Eindruck, dass es mehr offene Fragen und ungeklärte Probleme gibt als sich die meisten Nutzer klarmachen. Man könnte geneigt sein, angesichts der vielen diskutierten Punkte die Methode frustriert zu den Akten zu legen. Dies war nicht die Absicht des vorstehenden Beitrages! Jedoch ist nicht damit gedient, Probleme zu negieren. Der Beitrag sollte vor allem zu einer Präzisierung der Aussagekraft dieser ohne Zweifel innovativen und zukunftsweisenden Methodik beitragen sowie notwendige zukünftige Forschungen anregen.

Zu den unbestrittenen Stärken des Einsatzes von Wasserfallen gehört, dass die meisten Fallentypen fängig bis sehr fängig sind. Es lassen sich mit ihnen gute bis hervorragende Fänge erzielen. Dies gilt allerdings bevorzugt für adulte Molche, zum Teil auch für Amphibienlarven. Metamorphosierte Anuren werden dagegen von den meisten Fallentypen nur wenige gefangen, am besten noch von der BIM-Reuse.

Zu den großen Schwächen der Fallenmethode gehört, dass Aktivitätsdichten ermittelt werden und über die genaueren Beziehungen zu den tatsächlichen Siedlungsdichten bzw. Populationsgrößen keine präzisen Angaben gemacht werden können. Nur mit einem erheblichen Mehraufwand über Fang-Wiederfang-Untersuchungen, verbunden mit der Erfassung und Identifizierung wiedererkennbarer Muster, ließe sich dieses Ziel erreichen. Hier liegt die wohl größte Herausforderung der kommenden Jahre bei der Anwendung der Fallenmethode.

Danksagung

Für eine kritische Durchsicht des Manuskriptes mit Anregungen zur Verbesserung bin ich Andreas Kronshage sehr dankbar. Ein großer Dank für die Mitwirkung bei der Entwicklung der Grafik zur Fallentypisierung (Abb. 5) sowie für die Grafik zum Falleneinsatz (Abb. 7) gebührt meiner Frau Barbara. Die Erlaubnis zur Benutzung der Zeichnung zum Keschereinsatz (Abb. 2) verdanke ich Arnold van Rijsewijk und RAVON, Nijmegen.

Ein Dank geht auch an David Dewsbury für die Korrektur der englischen Zusammenfassung. Für die Überlassung unveröffentlichter Examensarbeiten danke ich Julia Bliesener, Franziska Werba und Sebastian Steinfartz. Für Fotos gebührt Dank: Jeroen van Delft (RAVON), Franziska Werba, David Dewsbury, P. E. Fredriksen und J. O. Solem.

Literatur

- ARNTZEN, J. W. & S. F. M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the Crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological Journal* **3**: 99-110.
- BECKMANN, C. & C. GÖCKING (2012): Wie die Motte zum Licht? Ein Vergleich der Fängigkeit von beleuchteten und unbeleuchteten Wasserfallen bei Kamm-, Berg- und Teichmolch. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **19**: 67-78.
- BERTHOLD, P., BEZZEL, E. & G. THIELCKE (Hrsg.) (1980): *Praktische Vogelkunde. Empfehlungen für die Arbeit von Avifaunisten und Feldornithologen.* Kilda-Verlag, Greven.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. & D. A. HILL (1995): *Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis.* Neumann-Verlag, Radebeul.
- BLIESENER, J. (2010): *Zeit- und räumliches Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven in einigen ausgewählten stehenden Gewässern.* Diplomarbeit (unveröff.), Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf.
- BÜLOW, B. VON (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz.* Rana, Sonderheft **4**: 145-162.
- CSARMANN, E. (2006): *Ökologie von Amphibien in ausgewählten Lacken des Seewinkels.* Diplomarbeit (unveröff.), Universität Wien.
- DEWSBURY, D. (2011): An alternative method for catching and surveying newts. *In Practice*, March 2011: 37-40.
- DIEPENBEEK, A. VAN & J. VAN DELFT (2008): *Het waarnemen van amfibieën en reptielen.* Stichting RAVON, Nijmegen, Niederlande. 2. Auflage.
- DODD, C. K., JR. (Hrsg.) (2010): *Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques.* Oxford University Press, Oxford, New York.
- DOLMEN, D. (1983): Diel rhythms of *Triturus vulgaris* (L.) and *Triturus cristatus* (LAURENTI) (Amphibia) in central Norway. *Gunneria* **42**: 1-34.
- DRECHSLER, A., BOCK, D., ORTMANN, D. & S. STEINFARTZ (2010): Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology notes* **3**: 13-21.
- FELDMANN, R. (1968): Bestandserfassungen an Laichgewässern der vier südwestfälischen Molch-Arten. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde, Naturwissenschaftliche Mitteilungen*, **2**: 21-30.
- FELDMANN, R. (1970): Zur Höhenverbreitung der Molche (Gattung *Triturus*) im südwestfälischen Bergland. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* **32**: 3-9.
- FELDMANN, R. (1975): Methoden und Ergebnisse quantitativer Bestandserfassungen an westfälischen Laichplätzen von Molchen der Gattung *Triturus* (Amphibia, Caudata). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* **5**: 27-33.
- FELDMANN, R. (1978): Ergebnisse vierzehnjähriger quantitativer Bestandserfassungen an *Triturus*-Laichplätzen in Westfalen. *Salamandra* **14**: 126-146.
- FELDMANN, R. & R. KLEWEN (1988): *Kleine Gerätekunde für den Feldherpetologen. Teil I: Geräte für den Fang und für biometrische Untersuchungen.* *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 153-160.
- GELDER, J. J. VAN (1973): Ecological observations on Amphibia in The Netherlands II. *Triturus helveticus* RAZOUMOWSKI: migration, hibernation and neoteny. *Netherlands Journal of Zoology* **23**: 86-108.
- GELDER, J. J. VAN & H. C. J. OOMEN (1970): Ecological observations on Amphibia in The Netherlands I. *Rana arvalis* NILSSON: reproduction, growth, migration and population fluctuations. *Netherlands Journal of Zoology* **20**: 238-252.

- GLANDT, D. (1980a): Populationsökologische Untersuchungen an einheimischen Molchen, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela). Dissertation Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- GLANDT, D. (1980b): Naßkopierverfahren: eine preiswerte Schnellmethode zur Registrierung des ventralen Fleckenmusters bei *Triturus cristatus* (Amphibia: Caudata: Salamandridae). *Salamandra* **16**: 181-183.
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandridae). *Amphibia-Reptilia* **4**: 317-326.
- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **9**: 129-132.
- GLANDT, D. (2003): Populationsökologische Untersuchungen an einheimischen Molchen, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela). CD: Herpetoskriptum **2**.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung – Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. Quelle und Meyer, Wiebelsheim.
- GOLLMANN, G., KAMMEL, W. & A. MALETZKY (2007): Monitoring von Lurchen und Kriechtieren gemäß FFH-Richtlinie: Vorschläge für Mindeststandards bei der Erhebung von Populationsdaten. *ÖGH-Aktuell* **19**: 1-16.
- GONSCHORREK, K. (2011): Erfassung der häufigen Amphibienarten in NRW für ein Langzeitmonitoring – ein Methodenvergleich. Diplomarbeit (unveröff.), Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie.
- GRIFFITHS, R. A. (1983): Ontogenetic changes in phototaxis in the Smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.). *British Journal of Herpetology* **6**: 301-305.
- GRIFFITHS, R. A. (1984): A comparative study of phototaxis and the response to substrate moisture in newts and salamanders. *British Journal of Herpetology* **6**: 375-378.
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of the trap behaviour in Smooth and Palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. *Herpetological Journal* **1**: 5-10.
- GRIFFITHS, R. A. (1987): Microhabitat and seasonal niche dynamics of Smooth and Palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*, at a pond in Mid-Wales. *Journal of Animal Ecology* **56**: 441-451.
- HAACKS, M. (2012): Kammolch-Monitoring in Schleswig-Holstein 2003-2011 – Erfahrungen mit 2 verschiedenen Wasserfallentypen. Tagungsvortrag Recke, 5. Mai 2012.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A., ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. *Natur und Landschaft* **84**: 276-280.
- HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.) (2009): Methoden der Feldherpetologie. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 1-424. Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- HAGSTRÖM, T. (1971): Stora vattensalamandern i Västsverige – en predator på sin mindre släkting. *Fauna och flora* **66** (2): 71-72.
- HAGSTRÖM, T. (1973): Identification of newt specimens (Urodela, *Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registrations. *British Journal of Herpetology* **4** (12): 321-326.
- HARRISON, J. D., GITTINS, S. P. & F. M. SLATER (1983): The breeding migrations of Smooth and Palmate newts (*Triturus vulgaris* and *T. helveticus*) at a pond in mid Wales. *Journal of Zoology* **199**: 249-258.
- HARTUNG, H., OSTHEIM, G. & D. GLANDT (1995): Eine neue tierschonende Trichterfalle zum Fang von Amphibien im Laichgewässer. *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **5**: 125-128.
- HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.) (1997): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. *Mertensiella* **7**: 1-389. Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde, Bonn.

- HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., MCDIARMID, R. W., HAYEK, L.-A. C. & M. S. FOSTER (Hrsg.) (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- HIMSTEDT, W. (1972): Untersuchungen zum Farbsehen von Urodelen. *Journal of comparative Physiology* **81**: 229-238.
- KRONE, A. (1992): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen für den Nachweis von Amphibien. *Rana* **6**: 158-161.
- KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. *Mertensiella* **7**: 29-33.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014): Minnow traps from North America as tools for monitoring Amphibians – first results from European newt populations. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster*, **77**: 51-76.
- KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? – eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. *Rana, Sonderheft* **4**: 137-144.
- KUPFER, A. & B. VON BÜLOW (2011): Kammolch – *Triturus cristatus*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*. Band **1**: 375-406. Bielefeld (Laurenti).
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 133-139.
- LAUCK, B. (2004): Using aquatic funnel traps to determine relative density of Amphibian larvae: factors influencing trapping. *Herpetological review* **35**: 248-250.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie*. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 291-304.
- MCDIARMID, R. W., FOSTER, M. S., GUYER, C., GIBBONS, J. W. & N. CHERNOFF (Hrsg.) (2012): *Reptile Biodiversity. Standard Methods for Inventory and Monitoring*. California University Press, Berkeley CA, London.
- MINTEN, M. & T. FARTMANN (2001): Kammolch (*Triturus cristatus*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): *Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie*. *Angewandte Landschaftsökologie* **42**: 256-262.
- MÖLLE, J. & A. KUPFER (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **5**: 219-227.
- NEUMANN, B., NEUMANN, H. & W. A. ROWOLD (2010): Vereinfachter Einsatz von Kleinfischreusen bei der aquatischen Erfassung von Lurchen. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **17**: 102-104.
- OLSON, D. H., LEONARD, W. P. & R. B. BURY (1997): *Sampling Amphibians in Lentic Habitats: Methods and Approaches for the Pacific Northwest*. Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, Washington (USA).
- ORTMANN, D. (2009): *Kammolch-Monitoring-Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen*. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand. Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammmolches, *Triturus cristatus*. Zeitschrift für Feldherpetologie **12**: 197-209.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie, Münster) (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, 206 S. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, www.bfn.de
- PLĂIAȘU, R., HARTEL, T., BĂNCILĂ, R. I. & D. COGĂLNICEANU (2005): The use of digital images for the individual identification of amphibians. Studii și Cercetări, Biologie, **10**: 137-140.
- SACCHI, R., SCALI, S., PELLITTERI-ROSA, D. et al. (2010): Photographic identification in reptiles: a matter of scales. Amphibia-Reptilia **31**: 489-502.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.
- SCHMIDT, B. R., FURRER, S., KWET, A., LÖTTERS, S., RÖDDER, D., SZTATECSNY, M., TOBLER, U. & S. ZUMBACH (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 229-241.
- SCHMIDT, P., GRODDECK, J. & M. HACHTEL (2006): Lurche (Amphibia). In: SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Empfehlungen für die Bewertung der Arten der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt und in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle, Sonderheft **2**: 238-268.
- SCHWERDTFEGER, F. (1968): Ökologie der Tiere, **2**: Demökologie. Hamburg und Berlin (Verlag Paul Parey).
- STIEVE, H. (1921): Über den Einfluß der Umwelt auf die Eierstöcke der Tritonen. Archiv für Entwicklungsmechanik **49**: 179-267.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & C. SUDFELDT (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- WERBA, F. (2012): Amphibienmonitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel – Erste Ergebnisse. Zeitschrift für Feldherpetologie **19**: 91-113.
- WILSON, C. R. & P. B. PEARMAN (2000): Sampling characteristics of aquatic funnel traps for monitoring populations of adult Rough-Skinned Newts (*Taricha granulosa*) in lentic habitats. Northwestern Naturalist **81**: 31-34.
- WINKLER, C. & G. HEUNISCH (1997): Fotografische Methoden der Individualerkennung bei Bergmolch (*Triturus alpestris*) und Fadenmolch (*T. helveticus*) (Urodela, Salamandridae). In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. Mertensiella **7**: 71-77. Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde, Bonn.

Der Beitrag wurde im September 2012 eingereicht. Danach erschienene Arbeiten konnten nicht mehr berücksichtigt werden.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Dieter Glandt
Am Laukreuz 1
D-48607 Ochtrup

E-mail: dieter.glandt@gmx.de

Minnow traps from North America as tools for monitoring amphibians – first results from European newt populations

Andreas Kronshage (Recke) & Dieter Glandt (Ochtrup)

Zusammenfassung

Kleinfischreusen aus Nordamerika als Hilfsmittel beim Amphibienmonitoring – erste Ergebnisse aus europäischen Molchpopulationen

Ein wichtiges Ziel im Naturschutz ist die Standardisierung der nationalen Monitoringprogramme, um die Vorgaben der europäischen FFH-Richtlinie zu erfüllen. Um Amphibien, besonders Molche, in einer standardisierten Form zu erfassen, setzt sich zunehmend der Fang mit sogenannten Trichterfallen durch. Mittlerweile ist in Europa eine Vielzahl von Fallentypen im Einsatz, die alle Vor- und Nachteile haben. Deshalb testeten wir erstmalig in Europa mit den Kleinfischfallen (minnow traps) ein anderes Sortiment von Fallen, die in Nordamerika weit verbreitet sind. Ursprünglich wurden sie konstruiert, um kleine Fische damit zu fangen. Jedoch werden sie schon seit längerer Zeit bei Untersuchungen mit Amphibien genutzt. Wir präsentieren erste, vorläufige Ergebnisse einer Studie, die fortgeführt wird.

Die Untersuchung wurde in drei Gebieten in Westfalen in Nordwestdeutschland durchgeführt. Insgesamt, aber nicht an allen Untersuchungsorten, kommen vier Molcharten in der Region vor: *Lissotriton vulgaris* (Teichmolch), *L. helveticus* (Fadenmolch), *Ichthyosaura alpestris* (Bergmolch) und *Triturus cristatus* (Kammolch).

Wir testeten verschiedene Typen von Kleinfischreusen und zum Vergleich zwei weitere Fallen, eine zusammenfaltbare Kleinfischreuse aus Netzmaterial und die sogenannte HENF-Falle, die in Deutschland häufig eingesetzt werden. Zwei Kleinfischreusentypen wurden auch unter Laborbedingungen in Aquarien getestet.

Insgesamt wurden 1174 Molche in der Saison 2012 gefangen. Als beste Fallentypen zum Fang adulter Molche erwiesen sich die Kleinfischreuse „Gee 40“ in einer optimierten Version und die HENF-Falle. Sie fingen vor allem große Anzahlen von *Lissotriton vulgaris* und *Ichthyosaura alpestris* sowie hinreichende Anzahlen von *Triturus cristatus*. Mit der Kleinfischreuse „Gee 48“ konnten auch hinreichend große Anzahlen der beiden erstgenannten Molcharten gefangen werden, jedoch nur wenige der letztgenannten Art. Die Kleinfischreuse „Plastik“ erbrachte nur geringe Anzahlen der kleineren Molcharten (*Lissotriton*, *Ichthyosaura*), wohingegen die große Art *Triturus cristatus* damit etwas besser gefan-

gen wurde. Die zusammenfaltbare Kleinfischreue erwies sich als schlecht geeignet zum Fang von Molchen.

Die ersten Ergebnisse lassen erkennen, dass einige Typen der Kleinfischreusen aufgrund der geringen Fängigkeit oder aus Tierschutzgründen nicht brauchbar für unsere Zwecke sind. Weitere Untersuchungen müssen mehr Daten zu verschiedenen Aspekten bringen, z. B. zu art- oder geschlechtsspezifischen Effekten, zur Bedeutung der Maschenweite und Wassertemperatur sowie zu wirbellosen Prädatoren, die einen Einfluss auf die Fangergebnisse der Amphibien haben könnten.

Summary

An important aim in the context of biological conservation is the standardization of national monitoring programmes to fulfill the demands of the Habitat Directive of the European Community. For monitoring amphibians, especially newts, in a standardized manner an increasingly used method is to catch them in funnel traps. Meanwhile in central Europe numerous types of traps are used, which all have advantages as well as disadvantages. Therefore we tested minnow traps, which are widely used in North America, for the first time in Europe. Although originally constructed to catch small fishes, they have been also used to study amphibians for a long time. Here we present preliminary results of a study which is on going.

The investigation was conducted at three sites in Westphalia, North West Germany. Four newt species can be found in the region, but not at all sites: *Lissotriton vulgaris* (Smooth Newt), *L. helveticus* (Palmate Newt), *Ichthyosaura alpestris* (Alpine Newt) and *Triturus cristatus* (Great Crested Newt).

We tested several types of minnow traps and for comparison two other traps which are often used in Germany, a collapsible nylon trap and the so-called HENF trap. Two types of minnow traps were also tested in laboratory aquaria. A total of 1174 newt catches were obtained in 2012. An optimized version of the Minnow trap "Gee 40" and the HENF trap were the best types for catching adult newts. They caught especially high numbers of *Lissotriton vulgaris* and *Ichthyosaura alpestris* and sufficient numbers of *Triturus cristatus*. The minnow trap "Gee 48" also yielded sufficient numbers of the first two species but only small numbers of the latter. With the minnow trap "plastic" only small numbers of the small newt species (*Lissotriton*, *Ichthyosaura*) were obtained, whereas the large species (*Triturus cristatus*) were better captured. The collapsible nylon trap was of low efficiency for catching newts.

As a preliminary conclusion some types of minnow traps were not suitable for our purpose due to low catchability or from the view of animal welfare. Further investigations should yield more data about different aspects, e. g. species and sex specific effects, the significance of the mesh width and water temperature, as well as predatory invertebrates as enemies of the caught amphibians.

Introduction

Amphibian decline has forced the monitoring of populations in order to get exact and comparable long term data. But this has become a difficult task due to the diverse groups of amphibians (e. g. frogs, newts, adults, larvae) as well as very different situations in the field (e. g. shallow and deep waters, small and large waters, terrestrial and aquatic habitats). A lot of different methods have been developed recently and preferred methods are being established (for recent reviews see SCHLÜPMANN & KUPFER 2009; WILLSON & GIBBONS 2010; GLANDT 2011, 2014). While anuran species can often be monitored by documenting calling males or by counting egg masses, monitoring of newts (genera *Lissotriton*, *Triturus*, *Ichthyosaura* and others) is a difficult task. By convention monitoring takes place during breeding time, when newts live in water. For a long time they were counted during migration to breeding sites by using drift fences, which completely surrounded the breeding waters (WILLSON & GIBBONS 2010). But drift fences often cannot be installed due to problems in the field (too large a water habitat, problems with land owners, etc.), they are expensive, and the control of the pitfall traps combined with the fences needs a lot of manpower and time. Furthermore recent studies revealed them as strong barriers for migrating newts which negatively influence their behaviour (ORTMANN et al. 2005, SANDER et al. 2006). Furthermore the benefit is not as high as often assumed (WEDDELING et al. 2004). Increasingly, different types of funnel traps placed in the breeding waters are therefore being used as tools for monitoring amphibians. They all have advantages on one hand, but several problems on the other (HAACKS et al. 2009, SCHLÜPMANN 2009, DRECHSLER et al. 2010, KRÖPFLI et al. 2010, GLANDT 2011, 2014).

An important aim in the context of biological conservation is the standardization for national monitoring programmes to fulfill the demands of the EC Habitat Directive (Council Directive 92/43/EEC). Therefore it would be very important to receive an agreement between the field herpetologists and the authorities of biological conservation with respect to a unique monitoring method. This goal is also true for newts, especially the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*), which is listed in annex II of the directive and declining at least in Western Europe (DENOËL 2012).

In North America different types of minnow traps are widely used as underwater amphibian traps (ADAMS et al. 1997, WILLSON & GIBBONS 2010). These traps have to our knowledge not been used in Europe so far. In the western part of North America aquatic urodeles are rather large with a great body diameter (e. g. *Taricha* and *Ambystoma* species). Most European newts (with exception of the Crested Newt group, genus *Triturus* in modern taxonomical sense, see GLANDT 2010), however, are comparably small and thin animals. It was therefore interesting for us to test minnow traps in European newt waters.

Here we present our preliminary data and conclusions. The study is on going and should answer the question whether minnow traps are more efficient than other types of traps used so far in Europe.

Materials and methods

Minnow traps are not available from dealers in Europe. Therefore we ordered several types in USA and thus had to pay customs duty, adding to the cost of the study.

An important point for us to test with minnow traps is that they are porous. Water can easily pass through the trap even in standing waters and therefore overheating of animals in late afternoon may be prevented. Oxygen supply would probably be better in these traps, than in those which are not porous (GLANDT 2014). This attribute favours amphibian larvae as well as metamorphosed amphibians, the latter in particular due to some cutaneous respiration. Furthermore captured newts are able to climb up the wall using the meshes of the trap in order to get atmospheric oxygen.

In 2011 we tested seven types of funnel traps (figure 1, table 1). All have two outer openings, so we concluded that data are comparable between the types. In 2012 we conducted the investigation using only five types because two had not been suitable for our purpose. The minnow trap “Cuba” has too large a mesh for catching the small newts (*Lissotriton*, *Ichthyosaura*). Furthermore it has not been galvanized, so the wire can rust. The minnow trap “Gee 40” also has a wide mesh. More important, the wire is too sharp and the inner openings are pointed allowing newts to be injured. But this type was used in an optimized version (“Gee 40 opt.”, table 1), by coating the traps with a heated fluid of plastic (Rilsan). After cooling, the traps had a plastic coat which prevented injuring of animals. Furthermore this procedure resulted in a little smaller mesh width. Before using the minnow trap “Gee 48” it is necessary to treat the inner opening and joint with hot glue to avoid injury to the newts caused by the sharp wire ends. The collapsible nylon trap in its original form is not suitable for catching amphibians. It is necessary to construct funnel-like openings by pulling the openings on both sides into the trap with a nylon string. Plastic floaters fixed at the top of the trap prevent sinking under water and ensure a reservoir of atmospheric oxygen. The HENF trap was tested as the widely used model I. Meanwhile a modified type “HENF LAAR trap” (model II) is available (see GLANDT 2014).

Traps were placed in late afternoon at the shallow shore regions of the ponds, and checked the following morning. After documentation, all animals (newts, sometime frogs, often invertebrates) were released. Air and water temperature were measured, and weather conditions were noted. At three ponds traps were set five times, at one pond two times and at two ponds only once. For trapping dates see table 2.

For statistical analyses chi-square tests were made with a minimum level of significance of $p < 0,05$ (see HEDDERICH & SACHS 2012).

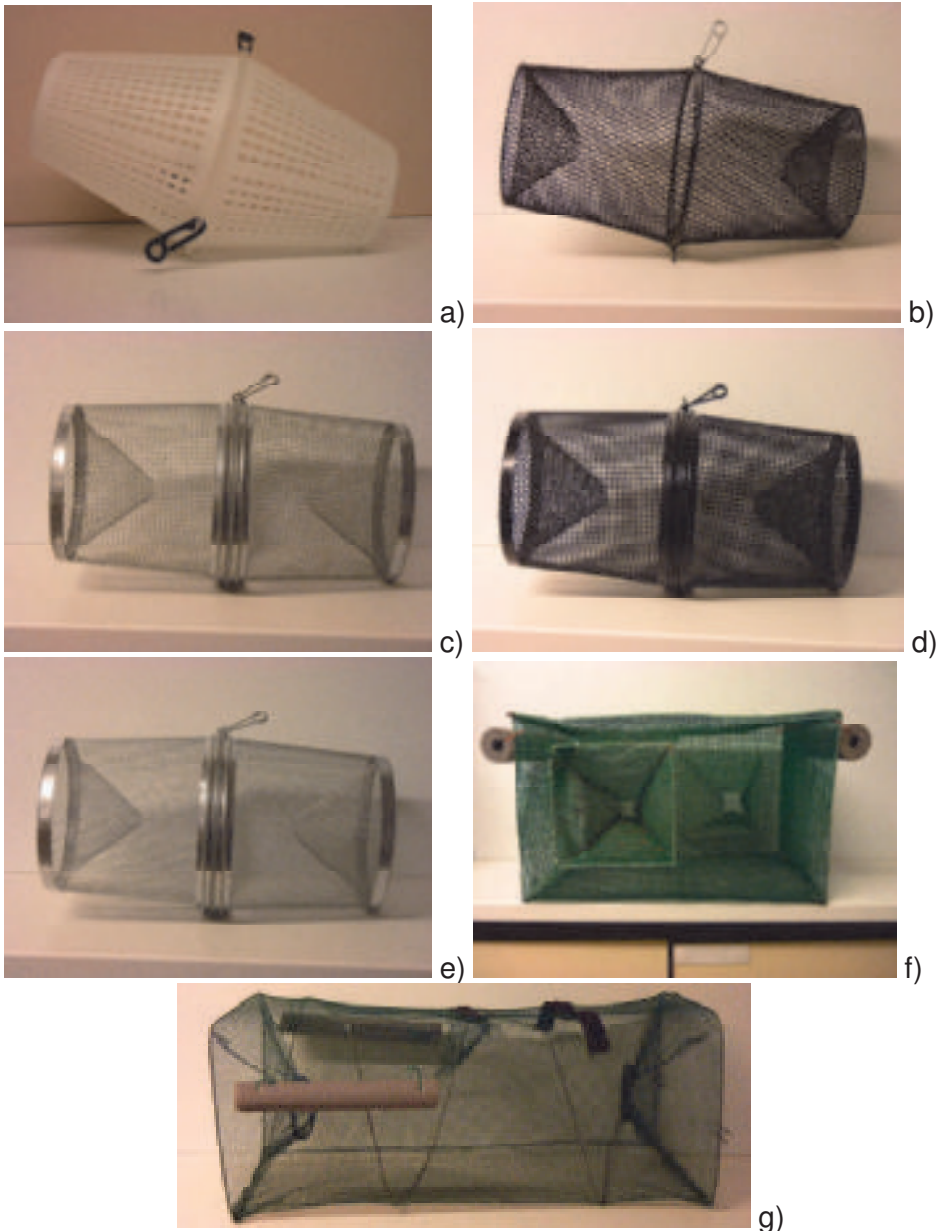


Figure 1: The seven types of funnel traps tested: (a) Minnow trap plastic, (b) Minnow trap "Cuba", (c) Minnow trap "Gee 40", (d) Minnow trap "Gee 40 optimized", (e) Minnow trap "Gee 48", (f) HENF trap (model I, a modified model II HENF-LAAR is now available), (g) Collapsible nylon trap. Photos: A. Kronshage.

Abb. 1: Die getesteten sieben Trichterfallen: a) Kleinfischreuse „Plastik“, b) Kleinfischreuse „Cuba“, c) Kleinfischreuse „Gee 40“, d) Kleinfischreuse „Gee 40 optimiert“, e) Kleinfischreuse „Gee 48“, (f) HENF-Falle (Kastenreuse, erstes Modell, erhältlich ist mittlerweile ein modifiziertes zweites Modell HENF-LAAR), g) zusammenfaltbare Kleinfischreuse.

Table 1: Characteristics of the types of funnel traps which were used in the study. For the two columns "assessment" see chapter "discussion" (red = not suitable for trapping amphibians, yellow = not optimal for trapping amphibians, green = well suitable for trapping amphibians).

Tab. 1: Merkmale der in der Untersuchung eingesetzten Trichterfallen. Zu den beiden Spalten „Bewertung“ siehe Kapitel Diskussion (rot = nicht verwendbar zum Fang von Amphibien, gelb = nicht optimal zum Fang von Amphibien, grün = gut verwendbar zum Fang von Amphibien).

Type of trap	Assessment (protection of animals)	Assessment (catchability)	Material	Colour	Length [cm]	Width [cm]	Diameter of outer opening [cm]	Diameter of inner opening [cm]	Width of meshes [mm]	Problems	Cost per trap [Euro]
Minnow trap "Plastic"			plastic	white	42	23,5	11	2	7 x 7, 6 x 3, and others *	varying mesh width, partly too large	about 6
Minnow trap "Cuba"			painted metal	black	43	22,5	17,5	3	rhombic meshes, 6 x 6, diagonally 11	meshes too wide, rust, does not close well	about 4
Minnow trap "Gee 40" (G40)			galvanized metal	silvery	42	22,5	19	2	6 x 6	meshes too wide, wire sharp	about 15
Minnow trap "Gee 40 opt." (G40 opt)	to be optimized further		galvanized metal, coated with plastic (Rilsan)	black	42	22,5	19	2	5 x 5	meshes too wide for small newts	about 15, in addition 20 for optimizing
Minnow trap "Gee 48" (G48)			galvanized metal	silvery	42	22,5	19	2	3 x 3	inner opening and join to be dealt with hot glue	about 25
HENF trap, model I	not optimal		plastic mesh hardware-cloth	green	50	30	19 x 19	4 x 4	4 x 4	caught animals difficult to get out, especially tadpoles	about 23
Collapsible nylon trap			net	green	about 53	23	23 x 23	7	4 x 3	inner opening too wide, poor quality of material (zipper, net)	about 5

* other width of meshes [mm] such as 7 x 5, 6 x 6, 6 x 4

All traps were placed into the ponds in a position which allowed the captured amphibians and air breathing invertebrates to get atmospheric oxygen (figure 2). They were placed in groups, each consisting of five traps. The distances between the traps within a group measured between one and three meters. The sequence was the same in each group: HENF trap, three types of minnow traps (“Gee 40 opt.”, plastic, “Gee 48”) and collapsible nylon trap. Three groups per pond were positioned at different shore sections, if possible in an equal distance from each other. No trap was baited (compare ADAMS et al. 1997). All traps were fixed by a string and stick on the shore so they could not drift away and the minnow traps without floaters could not sink under water, respectively. Due to the wooden sticks they could be detected easily (see fig. 2a). The minnow traps lay on the ground near the shore in free water zones, next to vegetation or within submerged vegetation. They contained at the top an atmospheric oxygen reservoir (figure 2) and were not set completely under water.

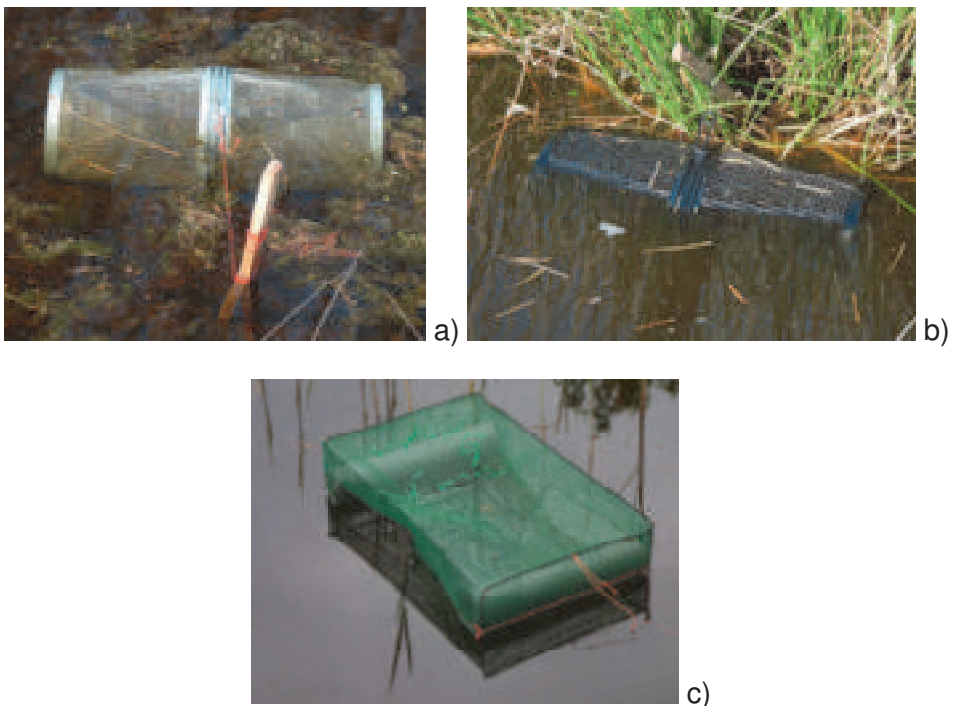


Figure 2: Three types of exposed funnel traps: (a) Minnow trap “Gee 48”, lying on the ground at the shore of a shallow pond. (b) Minnow trap “Gee 40 opt.”, fixed by a string and a stick somewhat above the water surface in front of a belt of rushes of a deeper pond. (c) HENF trap, swimming with two plastic floaters at the water surface in a deeper part of a pond. Photos: D. Glandt (a, b), A. Kronshage (c).

Abb. 2: Drei Typen ausgelegter Trichterfallen: a) Kleinfischreuse „Gee 48“ im Uferbereich auf dem Boden eines flachen Gewässers liegend. b) Kleinfischreuse „Gee 40 opt.“ mit einer Schnur und einem Stab etwas oberhalb der Wasseroberfläche befestigt vor einem Binsengürtel in einem tieferen Gewässer. c) HENF-Falle mit zwei Schwimmern aus Plastik an der Oberfläche in einem tieferen Gewässerteil schwimmend.

Table 2: Trapping data, temperature and weather conditions (n. m.: not measured, * Air °C measured at 2:00 p.m. at the first-mentioned day, °C data for the ponds "Hopsten" derived from meteorological station Heiliges Meer / Recke).

Tab. 2: Datum der Fallennächte, Temperaturen und Wetterbedingungen (n. m.: nicht gemessen, * Angabe Luft °C gemessen um 14 Uhr am erstgenannten Tag, °C-Daten für die Gewässer „Hopsten“ stammen von der Meteorologischen Station Heiliges Meer / Recke).

Location and studied water	Date 2012	°C Air, Time	°C Water, Time	Weather conditions and °C Air at 2:00 p.m. on the first-mentioned day *
Hopsten HM 1 (Nature reserve Hl. Meer, heath pond, left)	26.3. / 27.3.	15°C, 7:00 p.m. / 3°C, 8:00 a.m.	n. m. / n. m.	cold nights, 10 °C
	17.4. / 18.4.	10°C, 8:00 p.m. / 8°C, 9:00 a.m.	6°C, 8:00 p.m. / 6°C, 9:00 a.m.	cold nights and days, 10°C
	24.4. / 25.4.	9°C, 8:30 p.m. / 12°C, 10:00 a.m.	10°C, 8:30 p.m. / 10°C, 10:00 a.m.	13 °C
	2.5. / 3.5.	18°C, 8:30 p.m. / 11°C, 7:30 a.m.	17°C, 8:30 p.m. / 14°C, 7:30 a.m.	since about one week warm, sunny, 23 °C
	21.5. / 22.5.	19°C, 9:00 p.m. / 12°C, 7:00 a.m.	20°C, 9:00 p.m. / 16°C, 7:00 a.m.	warm, 25 °C
Hopsten HM 2 (Nature reserve Hl. Meer, Erdfallpond)	28.3. / 29.3.	20°C, 7:00 p.m. / 3°C, 8:00 a.m.	n. m. / n. m.	cold nights, 19 °C
	16.4. / 17.4.	3°C, 8:00 p.m. / 1°C, 8:00 a.m.	9°C, 8:00 p.m. / 10°C, 11:30 a.m.	cold nights and days, 8 °C
	23.4. / 24.4.	11°C, 8:00 p.m. / 10°C, 8:30 a.m.	10°C, 8:00 p.m. / 9°C, 8:30 a.m.	12 °C
	4.5. / 5.5.	19°C, 6:00 p.m. / 10°C, 11:00 a.m.	13°C, 6:00 p.m. / 14°C, 11:00 a.m.	warm, 20 °C, cooling at 5.5.
	22.5. / 23.5.	26°C, 8:00 p.m. / 15°C, 6:30 a.m.	25°C, 8:00 p.m. / 20°C, 6:30 a.m.	warm, 28 °C
Hopsten HM 3 (Nature reserve Hl. Meer, Üffing pond)	27.3. / 28.3.	12°C, 7:00 p.m. / 3°C, 8:00 a.m.	n. m. / n. m.	cold nights, 17 °C
	19.4. / 20.4.	9°C, 8:00 p.m. / 7°C, 8:30 a.m.	12°C, 8:00 p.m. / 12°C, 8:30 a.m.	cold nights and days, 12 °C
	25.4. / 26.4.	9°C, 8:30 p.m. / 9°C, 7:30 a.m.	10°C, 8:30 p.m. / 9°C, 7:30 a.m.	14 °C
	5.5. / 6.5.	5°C, 8:00 p.m. / 3°C, 9:00 a.m.	13°C, 8:00 p.m. / 10°C, 9:00 a.m.	cooling at 5.5., 12 °C; great differences in air and water °C
	23.5. / 24.5.	28°C, 4:30 p.m. / 14°C, 6:30 a.m.	30°C, 4:30 p.m. / 19°C, 6:30 a.m.	warm, 29 °C
Münster (Coerheide, crossroads)	18.4. / 19.4.	6°C, 8:30 p.m. / 5°C, 6:30 a.m.	9°C / 8:30 p.m. / 7°C, 6:30 a.m.	cold during day and night, 14 °C
	24.5. / 25.5.	18°C, 9:00 p.m. / 19°C, 10:30 a.m.	22°C, 9:00 p.m. / 18°C, 10:30 a.m.	warm, 26 °C
Schwelm 1 (Wolfsbecke, a damed up spring)	26.5. / 27.5.	19°C, 9:00 p.m. / 10°C, 6:00 a.m.	15°C, 9:00 p.m. / 12°C, 6:00 a.m.	warm, 24 °C
Schwelm 2 (Böllingweg)	25.5. / 26.5.	19°C, 8:00 p.m. / 12°C, 7:30 a.m.	21°C, 8:00 p.m. / 18°C, 7:30 a.m.	warm, 24 °C

Test of minnow traps in laboratory aquaria

The width of trap mesh is variable (table 1). If meshes are too wide it could happen that very small and thin adult specimens of Palmate or Smooth Newts can press or slip through or become stuck in the mesh. This was observed with the minnow trap „plastic“ with different width of meshes and with the minnow trap „Gee 40 optimized“ (figure 3).

We observed mesh size effectiveness with tests in two aquaria. Seven to fourteen of the smallest Palmate or Smooth Newts caught in a pond were put in a minnow trap with closed openings on both sides. The openings were closed with a plastic stopper and the minnow trap was partially submerged in the aquaria so the newts could get atmospheric oxygen (figure 4). We observed how much newts slipped through the mesh and how long they stayed within the trap. The duration of the tests varied from ten minutes to nearly thirty-six hours. Within the duration of a test the funnel traps were controlled in irregular periods of time. Some very small and thin newts slipped through the mesh after a short time, some other newts stayed for a longer time within the minnow trap or do not leave the minnow trap during the whole test duration (table 3).



Figure 3: A very small adult Palmate Newt male tries to slip through the mesh of a minnow trap „plastic“. Photo: A. Kronshage

Abb. 3: Das Männchen eines sehr dünnen Fadenmolches versucht durch das Gitter einer Kleinfischreue (Typ „Plastik“) zu entkommen.



Figure 4: Very small and thin adult specimens of newts were tested in minnow traps with closed openings in laboratory aquaria (here: minnow trap "Gee 40 opt." with Palmate and Smooth Newts). Photo: A. Kronshage

Abb. 4: In Laboraquarien wurden in Kleinfischreusen mit verschlossenen Öffnungen sehr kleine und schmale adulte Molche getestet (in der Abbildung Kleinfischreue „Gee 40 opt.“ mit Faden- und Teichmolchen).

(next page)

Table 3: Minnow traps with newts inside tested in laboratory aquaria.

+ : Number of newts stocked at the beginning of the test into the funnel trap

- : Number of newts outside the funnel trap at the end of the test

f +: Number of newts inside the funnel trap at the end of the test

uc: Unchanged number

* : Only the smallest newts which escaped from the minnow trap „plastic“ from the previous test were now stocked in the minnow trap "Gee 40opt".

Tab. 3: In Laboraquarien getestete Kleinfischreusen mit Molchen, die vor Versuchsbeginn in die Reusen eingesetzt wurden.

+ : Anzahl der Molche, die zu Versuchsbeginn in die Trichterfalle eingesetzt wurden.

- : Anzahl der Molche, die sich zum Versuchsende außerhalb der Trichterfalle befanden.

f +: Anzahl der Molche, die zum Versuchsende in der Trichterfalle verblieben.

uc: unveränderte Anzahl

* : Nur die kleinsten Molche, die im vorherigen Versuch aus der Kleinfischreue „Plastik“ entkamen, wurden jetzt in die Kleinfischreue „Gee 40opt“ eingesetzt.

Funnel trap type	Date 2012	Time	Test duration [Td hours: minutes]	<i>Lissotriton vulgaris</i> ♂	<i>Lissotriton vulgaris</i> ♀	<i>Lissotriton helveticus</i> ♂	<i>Lissotriton helveticus</i> ♀
Minnow trap Plastic	17.4.	6:45 p.m.	start	+ 5	+ 3		
		6:49 p.m.		- 1	uc		
		6:51 p.m.		- 1	uc		
		6:55 p.m.		- 1	uc		
	18.4.	7:30 a.m.	end: Td 12:45	- 3 (f + 2)	- 3 (f 0)		
Gee 40opt	18.4.	7:45 a.m.	start	+ 5	+ 3		
		7:46 a.m.		- 1	uc		
		7:56 a.m.		- 1	uc		
	18.4.	5:30 p.m.	end: Td 9:45	-3 (f + 2)	- 1 (f + 2)		
Gee 40opt	18.4.	6:00 p.m.	start	+ 5	+ 3		
		6:02 p.m.		- 1	uc		
		6:07 p.m.		- 1	uc		
	18.4.	6:10 p.m.	end: Td 0:10	- 2 (f + 3)	uc (f + 3)		
Minnow trap Plastic	11.5.	1:15 a.m.	start			+ 9	+ 5
		1:18 a.m.				uc	- 1
		2:50 a.m.				- 2	- 2
		7:15 a.m.				- 3	- 1
	11.5.	7:20 a.m.	end: Td 06:05			- 5 (f + 4)	- 4 (f + 1)
Gee 40opt	11.5.	7:30 a.m.	start			+ 9	+ 5
		10:00 a.m.				uc	uc
		1:00 p.m.				uc	uc
		8:00 p.m.				uc	uc
	12.5.	7:30 a.m.				uc	uc
	12.5.	7:00 p.m.	end: Td 35:30			uc (f + 9)	uc (f + 5)
Minnow trap Plastic	12.5.	7:10 p.m.	start			+ 9	+ 5
		7:14 p.m.				- 2	uc
		7:21 p.m.				- 1	uc
		8:15 p.m.				uc	- 1
	12.5.	10:30 p.m.	end: Td 03:20			- 5 (f + 4)	- 2 (f + 3)
Gee 40opt	12.5.	10:45 p.m.	start			+ 5 *	+ 2 *
	13.5.	2:00 a.m.				uc	uc
		7:00 a.m.				uc	uc
	13.5.	6:00 p.m.	end: Td 19:15			uc (f + 5)	uc (f + 2)

Geographic position and characteristics of the surveyed ponds

The six ponds studied are situated in lowland and highland regions of North Rhine-Westphalia (Germany) at altitudes between 43 and 330 m above sea level (a. s. l.) (figure 5, figure 6) and surfaces between 80 and 2250 m². The ponds are situated in nature reserves, protected landscape areas or near the edge of a settlement (Schwelm 2). Details about the ponds are given in table 4.



Figure 5: Geographic position of the surveyed ponds in North Rhine-Westphalia, Germany. Scale for North Rhine-Westphalia: The distance from southwest to northeast is approximately 300 kilometres.

Abb. 5: Lage der untersuchten Gewässer im Bundesland Nordrhein-Westfalen, Deutschland. Maßstab für Nordrhein-Westfalen: Die Entfernung vom Südwesten zum Nordosten beträgt ungefähr 300 Kilometer.



a)



b)



c)



d)



e)



f)

Figure 6: The ponds surveyed in the trapping season 2012. a) Hopsten, HM 1, with exposed traps at the shore, b) Hopsten, HM 2, c) Hopsten, HM 3, d) Münster, e) Schwelm 1, f) Schwelm 2. Photos: A. Kronshage.

Abb. 6: Die untersuchten Gewässer in der Fallensaison 2012: a) Hopsten, HM 1, mit exponierten Fallen in Ufernähe, b) Hopsten, HM 2, c) Hopsten, HM 3, d) Münster, e) Schwelm 1, f) Schwelm 2.

Table 4: Basic characteristics of the surveyed ponds.
 Tab. 4: Charakterisierung der Untersuchungsgewässer.

Studied water	Newt species	Water type	Surface area [qm]	Measurement [m]	Depth [m]
Hopsten HM 1	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i>	small pond (pool)	154	14 m in diameter	< 1,00
Hopsten HM 2	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i>	pond	1385	42 m in diameter	about 1,20
Hopsten HM 3	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i>	pond with mainly shallow zones	2250	30 x 75	mainly about 0,80-1,00; partly up to 1,50
Münster	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i> , <i>Triturus cristatus</i>	pond	250	25 x 10	up to 1,50
Schwelm 1	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i> , <i>Lissotriton helveticus</i> , <i>Triturus cristatus</i>	damed up spring	80	9 x 9	up to 1,00
Schwelm 2	<i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lissotriton vulgaris</i> , <i>Lissotriton helveticus</i>	pond	1320	about 40 x 33	up to 1,50

Insolation	Vegetation	Altitude a.s.l.	Natural geographic region	Other aspects
partly shaded	sparse vegetation	43	Westphalian Lowland	mainly leaf litter, since 2010 expansion of water hose (<i>Utricularia</i>)
sun exposed	rich vegetation	43	Westphalian Lowland	rich of water lily (<i>Nymphaea</i>), on the bank mainly rush (<i>Juncus</i>)
sun exposed	rich vegetation	43	Westphalian Lowland	renaturation and desludging in August 2011, young reed (<i>Phragmites</i>) spread out, low in submerged vegetation, sinking water-level requires placement of traps far from the bank area in May
sun exposed	very rich vegetation	53	Münsterland region (lowland)	sinking water-level mainly in May
partly shaded	rich vegetation	330	South-Westphalian Highland	many reed sweet-grass (<i>Glyceria</i>) and pondweed (<i>Potamogeton</i>), pond with spring water at the beginning of a valley, ditch cleaning in 2006
sun exposed	very rich vegetation	210	South-Westphalian Highland	formerly used as an artificial water reservoir, renaturated in 1997

Results

No study animal was marked or identified by individual pattern. Therefore the data show mean catches and not individual specimens. A total of 1153 adult captures of the four newt species and 21 subadult captures of the Great Crested Newt were obtained in the trapping season 2012 (table 5). *Lissotriton vulgaris* and *Ichthyosaura alpestris* captures dominated, followed by *Triturus cristatus* and *Lissotriton helveticus* (figure 7a-d).

Table 5: Captures of newts in 2012. ♂ = male, ♀ = female, sad = subadult, N = number.
 Tab. 5: Molchfänge in 2012 (♂ = Männchen, ♀ = Weibchen, sad = subadult, N = Anzahl).

Type of trap	Pond	<i>Lissotriton vulgaris</i>			<i>Lissotriton helveticus</i>		
		♂	♀	N	♂	♀	N
HENF trap	Hopsten HM 1	17	7	24			
	Hopsten HM 2	16	16	32			
	Hopsten HM 3	4	11	15			
	Münster	8	3	11			
	Schwelm 1	11	7	18	10	11	21
	Schwelm 2	36	10	46	2	2	4
	Total number	92	54	146	12	13	25
Minnow trap "Gee 40 opt."	Hopsten HM 1	8	6	14			
	Hopsten HM 2	50	19	69			
	Hopsten HM 3	0	5	5			
	Münster	16	13	29			
	Schwelm 1	5	3	8	3	3	6
	Schwelm 2	61	44	105	0	3	3
	Total number	140	90	230	3	6	9
Minnow trap "Plastic"	Hopsten HM 1	0	0	0			
	Hopsten HM 2	0	0	0			
	Hopsten HM 3	0	0	0			
	Münster	0	0	0			
	Schwelm 1	0	0	0	0	0	0
	Schwelm 2	4	0	4	0	0	0
	Total number	4	0	4	0	0	0
Minnow trap "Gee 48"	Hopsten HM 1	12	5	17			
	Hopsten HM 2	12	9	21			
	Hopsten HM 3	3	5	8			
	Münster	13	3	16			
	Schwelm 1	1	6	7	3	1	4
	Schwelm 2	38	19	57	0	0	0
	Total number	79	47	126	3	1	4
Collapsible nylon trap	Hopsten HM 1	3	1	4			
	Hopsten HM 2	5	1	6			
	Hopsten HM 3	1	1	2			
	Münster	0	1	1			
	Schwelm 1	0	4	4	1	2	3
	Schwelm 2	3	2	5	0	0	0
	Total number	12	10	22	1	2	3
Total number		528			41		

<i>Ichthyosaura alpestris</i>			<i>Triturus cristatus</i>				Total number			
♂	♀	N	♂	♀	sad	N	♂	♀	sad	N
33	22	55					50	29		79
3	7	10					19	23		42
1	21	22					5	32		37
4	13	17	8	14	10	32	20	30	10	60
6	7	13	5	3	2	10	32	28	2	62
11	15	26					49	27		76
58	85	143	13	17	12	42	175	169	12	356
27	24	51					35	30		65
16	6	22					66	25		91
1	9	10					1	14		15
5	4	9	14	16	4	34	35	33	4	72
6	6	12	7	4	0	11	21	16		37
15	18	33					76	65		141
70	67	137	21	20	4	45	234	183	4	421
4	9	13					4	9		13
2	1	3					2	1		3
0	2	2					0	2		2
0	0	0	8	7	0	15	8	7	0	15
0	2	2	0	0	1	1	0	2	1	3
0	14	14					4	14		18
6	28	34	8	7	1	16	18	35	1	54
11	12	23					23	17		40
3	3	6					15	12		27
2	10	12					5	15		20
6	4	10	4	10	3	17	23	17	3	43
8	8	16	2	3	0	5	14	18	0	32
35	42	77					73	61		134
65	79	144	6	13	3	22	153	140	3	296
6	2	8					9	3		12
0	2	2					5	3		8
0	2	2					1	3		4
0	0	0	1	4	1	6	1	5	1	7
0	2	2	0	1		1	1	9		10
0	1	1					3	3		6
6	9	15	1	5	1	7	20	26	1	47
473			132				1174			



a)



b)



c)



d)

Figure 7a-d: Males of the four middle European newt species in breeding condition: a) Great Crested Newt (*Triturus cristatus*), b) Alpine Newt (*Ichthyosaura alpestris*), c) Smooth Newt (*Lissotriton vulgaris*), d) Palmate Newt (*Lissotriton helveticus*). Photos: B. Trapp.

Abb. 7a-d: Männchen der vier mitteleuropäischen Molcharten zur Paarungszeit: a) Kammolch (*Triturus cristatus*), b) Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), c) Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), d) Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*).

Most captures were obtained by the minnow trap “Gee 40 opt.”, by HENF trap and by minnow trap “Gee 48”. On the assumption that the two first traps should catch newts with equal probability there is no significant difference ($P > 0,05$, chi-square test), but between “Gee 40 opt.” and “Gee 48” the difference is highly significant ($P < 0,001$).

Minnow trap plastic revealed only a few captures, mostly *T. cristatus* and females of *I. alpestris*. The collapsible nylon trap revealed the lowest number of captures (table 5).

As an example table 6 illustrates the different capture success of funnel traps used in our study for one trapping night in the surveyed pond Schwelm 2. In this pond the Great Crested Newt is missing and the Palmate Newt is rare. The table also shows the maximum number of captured newts for the different types of funnel traps in the surveyed pond.

Table 6: Example of data obtained in one trapping night in the surveyed pond Schwelm 2, 26.5.2012 (Mt = Minnow trap). Total number of newts caught by three funnel traps of the same type and (in brackets) maximum number of newts in one funnel trap are given.

Tab. 6: Beispiel für Daten einer Fangnacht, Gewässer Schwelm 2, 26.5.2012. Mt = Minnow trap. Angegeben sind die Gesamtsummen der Molchfänge bezogen auf jeweils drei im Gewässer ausgelegte Fallen desselben Typs und in Klammern die Maximalzahl gefangener Molche in einer Falle.

Type of funnel trap (three per type dropped out)	<i>Ichthyosaura alpestris</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Lissotriton helveticus</i>	Newts in total (for three funnel traps)
HENF trap	26 (16)	46 (14)	4 (3)	76
Mt Gee 40opt.	33 (15)	105 (50)	3 (2)	141
Mt Plastic	14 (5)	4 (2)	0	18
Mt Gee 48	77 (31)	57 (14)	0	134
Collaps. nylon trap	1 (1)	5 (3)	0	6
Newt species in total	151	217	7	375

Table 7: Newt captures (all species pooled) in the three sections of the surveyed ponds.
 Tab. 7: Molchfänge (alle Arten zusammengefasst) in den drei Sektoren der untersuchten Gewässer.

Pond	Section a	Section b	Section c	Total number of catches	Chi-square test
Hopsten HM 1	89	43	77	209	P < 0,001
Hopsten HM 2	62	35	74	171	P < 0,001
Hopsten HM 3	31	31	16	78	P > 0,05
Münster	67	63	67	197	P > 0,05
Schwelm 1	52	44	48	144	P > 0,05
Schwelm 2	114	143	118	375	P > 0,05
Total catches				1174	

Sex ratio of the total captures was equal ($P > 0,05$, chi-square test). This could be found also for *L. helveticus* and *T. cristatus*. But in *L. vulgaris* male captures were more frequent than female ones ($P < 0,001$), and in *I. alpestris* the opposite result was obtained ($P < 0,01$).

On the assumption that in the three sections of the ponds newts should be caught with equal probability the number of captures are not significantly different in four of the surveyed ponds ($P > 0,05$, chi-square test), but in two ponds (Hopsten, HM 1 and HM 2) captures are distributed unequally ($P < 0,001$, table 7).

Discussion

The dominance of the captures of *Lissotriton vulgaris* and *Ichthyosaura alpestris* (table 5) is not surprising, because the two species are widely distributed and abundant in most parts of North Rhine-Westphalia (HACHTEL 2011, THIESMEIER et al. 2011a). In contrast *Triturus cristatus* and *Lissotriton helveticus* are missing in the nature reserve "Heiliges Meer" (KRONSHAGE et al. 2009). The latter species is also missing in the whole Münsterland region including the city of Münster (THIESMEIER et al. 2011b), but can be found mainly in the wooded region in the south of Schwelm (KRONSHAGE 1994). Thus we could catch it in the two waters in Schwelm (table 5). The rare *Triturus cristatus* is known only from four ponds in Schwelm (KRONSHAGE 1994), out of which we investigated one in our study. The finding of *Lissotriton helveticus* is new for the pond "Schwelm 2" (KRONSHAGE 1994).

As an important result of our study the efficacy of the tested trap types was very different (table 5). These differences obviously seem a consequence of their different attributes (table 1). The lowest number of captures was obtained by the

collapsible nylon trap. This trap has the largest openings of all tested types, so newts seem easily to be able to get into the trap as well as out of it. The low capture numbers of the Minnow trap plastic also resulted from a too wide mesh. Therefore the small and thin specimens of *Lissotriton vulgaris* and *Lissotriton helveticus* escaped, but the bigger females of *Ichthyosaura alpestris* and both sexes of *Triturus cristatus* were not able to do so.

The best efficacy resulted from HENF trap and Minnow trap “Gee 40 opt.” followed by Minnow trap “G48”. If further studies should confirm this finding, these two types of trap would be most suitable for a monitoring programme, although a lot of other types are used (GLANDT 2011, 2014, SCHLÜPMANN 2009).

We tested HENF trap model I. This type has some disadvantages concerning aspects of animal welfare. For example it can be optimized (table 1) by constructing an inner wooden frame to stabilize the trap. The frame prevents the trap from collapsing. The plastic material becomes unstable after frequent use. Then it is difficult to take out tadpoles which become stuck in the trap edges. The model II (HENF-LAAR trap) is an optimized version. This model allows easier removal of newts and tadpoles from the trap by simple removing the top.

Concerning the aspects of capture success and protection of captured animals, an assessment for seven types of traps is given in colour in table 1. Five of these traps are minnow traps. Only three types of the seven are suitable for trapping amphibians (minnow trap Gee 48, HENF trap, minnow trap Gee 40 opt.), but the minnow trap Gee 40 opt. also has to be optimized furthermore (compare the colours green or green/yellow in the columns of assessment). The minnow traps have two great advantages: they are constructed of porous material and they can be taken apart into two pieces for a space-saving transport (fig. 8).



Fig. 8: Minnow traps can be taken apart into two pieces for a space-saving transport: Minnow trap type “Gee 48” taken apart into two pieces (left) and fitted into each other (right). Photo: A. Kronshage.

Abb. 8: Kleinfischreusen (Minnow traps) können einfach in zwei Hälften auseinander genommen und platzsparend transportiert werden: Kleinfischreuse Typ „Gee 48“ auseinandergenommen (links) und zusammengesteckt (rechts).

Concerning the sex ratio of the specimens captured we stress that we have no knowledge about the real ratio in the surveyed populations. So we do not know whether our findings reflect the real ratio. In other studies, sex ratio of newt populations varied. For example, in *Ichthyosaura alpestris* there are populations with an equal sex ratio, but in others females dominate (THIESMEIER & SCHULTE 2010). We have to clarify if trap success is independent of the sex of the individual in our further investigations.

The equal dispersion of newt captures in the three sections of four ponds maybe a consequence of their homogeneity, whereas the unequal dispersion in the ponds Hopsten HM 1 and HM 2 may result from thermal or structural differences (submersed vegetation in HM 1) within the ponds. Another reason for the unequal dispersion maybe the different distances to woodland or open landscape to the pond shores, which cause different insulations (partly shaded shores and full sun exposed, respectively). Further investigations have to clarify this variable.

Acknowledgement: We are greatly indebted to Prof. John W. Ferner (Thomas More College, Crestview Hills, Kentucky, USA) for correction and improvement of our manuscript and Benny Trapp (Wuppertal) for his excellent newt images.

References

- ADAMS, M. J., RICHTER, K. O. & W. P. LEONARD (1997): Surveying and monitoring amphibians using aquatic funnel traps. In: OLSON, D. H., LEONARD, W. P. & R. B. BURY (ed.): Sampling amphibians in lentic habitats: Northwest Fauna 4: 47-54. Olympia, Washington.
- DENOËL, M. (2012): Newt decline in Western Europe: highlights from relative distribution changes within guilds. *Biodiversity and Conservation* 21: 2887-2898.
- DRECHSLER, A., BOCK, D., ORTMANN, D. & S. STEINFARTZ (2010): Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology notes* 3: 13-21.
- GLANDT, D. (2010): Taschenlexikon der Amphibien und Reptilien Europas – Alle Arten von den Kanarischen Inseln bis zum Ural. Quelle and Meyer, Wiebelsheim.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung – Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. Quelle and Meyer, Wiebelsheim.
- GLANDT, D. (2014): Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (ed.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster 77: 9-50.
- HACHTEL, M. (2011): Bergmolch – *Mesotriton alpestris*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (ed.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens, vol. 1: 337-374. Bielefeld, Laurenti publisher.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A., ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammmolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. *Natur und Landschaft* 84: 276-280.
- HEDDERICH, J. & L. SACHS (2012): Angewandte Statistik. 14. Auflage. Berlin, Heidelberg (Springer publisher).
- KRONSHAGE, A. (1994): Bestandserfassung ausgewählter Tiergruppen und ihre Biotopnutzungen im Raum Schwelm. *Bibliothek Natur & Wissenschaft*, vol 2. Solingen, Natur & Wissenschaft publisher, 183 pp.

- KRONSHAGE, A., MONZKA, M., MUTZ, T., NIESTEGGE, C. & M. SCHLÜPMANN (2009): Die Amphibien und Reptilien im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt, NRW). *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **71** (4): 109-157.
- KRÖPFLI, M., HEER, P. & J. PELLET (2010): Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Amphibia-Reptilia* **31**: 403-410.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand – Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammmolches, *Triturus cristatus*. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **12**: 197-209.
- SANDER, U., ORTMANN, D., DISSANAYAKE, A., HACHTEL, M., WEDDELING, K. & A. SAMPELS (2006): Standardmethoden auf dem Prüfstand: Effektivität von Fangzaun, Eimerfallen und Markierungsmethoden. In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (ed.): *Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **30**: 267-307.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (ed.): *Methoden der Feldherpetologie*. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 257-290. Bielefeld, Laurenti publisher.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (ed.): *Methoden der Feldherpetologie*. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 7-84. Bielefeld, Laurenti publisher.
- THIESMEIER, B., DALBECK, L. & K. WEDDELING (2011a): Teichmolch – *Lissotriton vulgaris*. In: *Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen* (ed.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*, vol. **1**: 431-460. Bielefeld, Laurenti publisher.
- THIESMEIER, B., DALBECK, L. & T. KORDGES (2011b): Fadenmolch – *Lissotriton helveticus*. In: *Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen* (ed.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*, vol. **1**: 407-430. Bielefeld, Laurenti publisher.
- THIESMEIER, B. & U. SCHULTE (2010): *Der Bergmolch*. Bielefeld, Laurenti publisher. 160 pp.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SANDER, U. & D. TARKHNISHVILI (2004): Bias in estimation of newt population size: a field study at five ponds using drift fences, pitfalls and funnel traps. *Herpetological Journal* **14**: 1-7.
- WILLSON, J. D. & J. W. GIBBONS (2010): Driftfences, coverboards, and other traps. In: DODD, K., Jr. (ed.): *Amphibian ecology and conservation – a handbook of techniques*: 229-245. Oxford University Press, New York.

Author's addresses:

Dr. Andreas Kronshage
LWL-Museum für Naturkunde, Außenstelle Heiliges Meer
Bergstraße 1, 49509 Recke, Germany
E-mail: Andreas.Kronshage@lwl.org

Dr. Dieter Glandt
Am Laukreuz 1, 48607 Ochtrup, Germany
E-mail: Dieter.Glandt@gmx.de

Räumlich differenzierte Erfassung von Molchen (Gattungen *Mesotriton*, *Lissotriton*, *Triturus*) und deren Larven in Gewässern mittels Flaschenreusen – ein Beitrag zur Bedeutung von Ufer und Wassertiefe beim Einsatz von Wasserfallen

Julia Bliesener (Essen) & Martin Schlüpmann (Oberhausen/Hagen)

Zusammenfassung

In vier Gewässern in Oberhausen (Nordrhein-Westfalen) wurde in einem Zeitraum von 23 Wochen 2010 die räumliche Verteilung der adulten Molche und der Larven untersucht. Flaschenreusen wurden am Ufer und mit einer besonderen Konstruktion in unterschiedlichen Wassertiefen – an der Wasseroberfläche und 60, 45, 30, 15 cm über dem Gewässergrund – ausgelegt. Die vielfältigen Möglichkeiten, Flaschenreusen einzusetzen, erlauben Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Tiere im Gewässer.

Die festgestellte Verteilung der gefangenen Tiere auf die unterschiedlichen Gewässerzonen wurde gegen eine Gleichverteilung getestet. Die adulten Berg- und Fadenmolche bevorzugten die Bereiche nahe am Gewässergrund. Anders verhält sich der Teichmolch. Sowohl Männchen als auch Weibchen dieser Art wurden vermehrt auch in den anderen Bereichen des Wasserkörpers – in der Wassersäule über dem Grund und an der Wasseroberfläche – erfasst. Beim Kammmolch zeigt sich keine von der Gleichverteilung abweichende Raumnutzung, eine Bevorzugung des Grundes ist hier nicht gegeben. Signifikant von der Gleichverteilung weichen ohne Ausnahme die Verteilungen der Larven der kleinen Molche ab. Die Larven der Bergmolche, der Teichmolche und der Teich-/Fadenmolche fanden sich überwiegend in den Fallen im Uferbereich und nahe dem Gewässergrund.

Das zahlenmäßige Überwiegen der Fänge praktisch aller Arten und der Larven der kleinen Molche in den Uferzonen zeigt die Bedeutung dieser Zone bei der Erfassung mittels Reusenfallen. Für die kleinen Molche und ihre Larven scheint die Positionierung am Ufer unerlässlich. Dort, wo auch die freien Wasserbereiche und ggf. die Oberfläche stärker genutzt werden, z. B. bei Teich- und Kammmolch, bleiben auch die Fänge in den Uferzonen prinzipiell ausreichend, könnten aber zu einer Unterschätzung in Relation zu Berg- und Fadenmolch führen. Speziell für das Monitoring vom Kammmolch wird daher auch der Einsatz von Schwimmfallen als sinnvoll erachtet.

Die Bevorzugung der ufernahen Zonen und des Grundes lässt sich mit dem Nahrungserwerb, dem Balz- und Paarungsverhalten, der Eiablage und der Meidung von Feinden erklären. Sowohl die adulten Berg- und Fadenmolche beider

Geschlechter und die Weibchen der beiden anderen Arten als auch die Larven von Berg-, Faden- und Teichmolch sind morphologisch an die benthische Lebensweise am detritus- und vegetationsreichen Gewässergrund und der Uferzone angepasst. Abweichend nutzen Teich- und Kammolch verstärkt auch die Ressourcen höherer Wasserschichten in zentralen Bereichen und sind im männlichen Geschlecht mit ihren hohen Rücken- und Schwanzkämmen auch morphologisch von den benthischen Arten verschieden.

Schlüsselbegriffe: Fangmethodik, Flaschenreusen, Positionierung der Fallen, Ufergrund, Wassersäule, Wasseroberfläche, Verteilung der Molche, Adulte und Larven, *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Triturus cristatus*, Einnischung.

Summary

Spatially differentiated trapping of newts (genera *Mesotriton*, *Lissotriton*, *Triturus*) and their larvae in ponds by means of bottle funnel traps – a contribution to the significance of shore and water depth using funnel traps

There are various methods of using bottle funnel traps in ponds. This allows studies of the spatial newt distribution. The spatial distribution of adult newts and larvae in four ponds in Oberhausen (North Rhine-Westphalia) was examined over a period of 23 weeks in 2010. Bottle traps were placed on the bank areas and with a special design, in different water depths: surface water and 60, 45, 30, 15 cm above the bottom of the pond.

The observed distribution of the animals within the different water zones was statistically tested against a uniform distribution. The adult alpine (*Mesotriton alpestris*) and palmate newts (*Lissotriton helveticus*) prefer areas close to the bottom of the pond. In contrast males and females of the smooth newt (*Lissotriton vulgaris*) were recognized also increasingly in different depths above the ground and near the water surface. Crested newts (*Triturus cristatus*) use all water zones. They do not prefer the pond bottom. Crested newts swim regularly in the open water. The distributions of the larvae of the small newt species differ significantly from a uniform distribution in the aquatic environment. The larvae of *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton vulgaris* and *Lissotriton* sp. were predominantly caught with traps near the bank area and near the bottom of the pond. In contrast to funnel traps positioned in deeper water, the funnel traps on the bank areas trapped more newts of all species and larvae of the small newts. That shows the importance of the bank zone for amphibian recording.

For alpine and palmate newts and larvae of all small newt species funnel trap positioning on the bank area is essential. Crested and smooth newts use the open water and the surface areas more. But even for them funnel traps dropped in the riparian zones are sufficient. However, the absence of traps away from the banks leads to an underestimation of the two newt species in relation to alpine and palmate newt. Thus for the monitoring of crested and smooth newt the use of floating funnel traps is important.

Foraging, courtship and mating behaviour, oviposition and the avoidance of enemies explain the preference for the riparian zones and bottom of the pond. Both sexes of the adult alpine and palmate newts, the females of the other two species and the larvae of all the small newt species are morphologically adapted to a benthic life at the bottom of the pond with a lot of detritus and vegetation and to a life in the littoral zone. In contrast smooth and crested newts are found increasingly also in the upper water bodies in the central zones of the pond. The males of these two species with their high back and tail combs differ also morphologically from the newt species with a more benthic life.

Keywords: methodology of amphibian catch, bottle funnel traps, positioning of funnel traps, importance of the pond bank, water column, surface water, spatial distribution of adult newts and larvae, *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Triturus cristatus*, ecological niches.

1 Einleitung

Reusenfallen gewinnen in der herpetologischen Freilandforschung immer mehr an Bedeutung (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2011). Dabei sind nicht nur sehr unterschiedliche Modelle im Einsatz, auch der Standort, an dem die Fallen aufgestellt werden, wechselt und wird oft vom Fallentyp mitbestimmt. Dabei sind vor allem Fallen, die am Grund liegen und solche die schwimmen zu unterscheiden. Aus einigen anderen Untersuchungen wissen wir, dass die Verteilung der Tiere im Wasser nicht gleich ist, sondern dass art-, geschlechter- und stadienspezifische Unterschiede in der räumlich-zeitlichen Verteilung bestehen. So sind die Ergebnisse, die mit am Ufergrund liegenden Flaschenfallen oder mit schwimmenden Eimerfallen erzielt werden je nach Art, Geschlecht oder Stadium andere (SCHLÜPMANN 2009, 2014).

Durch die überlappende Verbreitung (z. B. FELDMANN 1981, GÜNTHER 1996, VEITH 1996a-d u. a., ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW 2011) und ähnliche Habitatansprüche besiedeln die Arten syntop oft dieselben Kleingewässer (z. B. FELDMANN 1968, 1978). Zwar sind Anwanderung und Aufenthaltsdauer der Arten (BLAB 1986 u. a.) und ihre Habitatansprüche unterschiedlich, aber dennoch ist ein gleichzeitiges und gemeinsames Auftreten vieler Arten die Regel. Das gilt im Besonderen für die Wassermolche der Gattungen *Mesotriton*, *Lissotriton* und *Triturus*. Hier stellt sich die Frage, inwieweit die Arten, Geschlechter und Larven unterschiedliche Kompartimente des Gewässers bevorzugen und auf diese Weise die mögliche Konkurrenz mindern.

Obwohl die Habitatansprüche unserer heimischen Amphibien recht gut bekannt sind (z. B. GÜNTHER 1996, ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW 2011), sind Untersuchungen zur räumlichen Verteilung innerhalb der Laichplätze eher selten (vgl. Kap. 5.3; SZYMURA 1974 u. a.). Für syntop und synchron vorkommende Arten scheint die Ausnutzung verschiedener Mikrohabitate eine wichtige Rolle zu spielen.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (BLIESENER 2010) an der Universität Düsseldorf mit Unterstützung der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet wurde das räumliche-zeitliche Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven am Beispiel von fünf stehenden Gewässern untersucht. Dabei wird auch ein Licht darauf geworfen, wie sich die räumliche und zeitliche Verteilung der Tiere auf die Ergebnisse des Fangs auswirkt. Obwohl auch Froschlurch-Kaulquappen untersucht wurden, beschränken wir uns in dieser Arbeit auf die adulten Wassermolche der Gattungen *Mesotriton*, *Lissotriton* und *Triturus* sowie auf deren Larven. Dabei haben wir für diese Arbeit die Analysen auf einen räumlichen Aspekt beschränkt und die Verteilung hinsichtlich Ufergrund, unterschiedlicher Wassertiefen und Wasseroberfläche analysiert.

2 Untersuchungsgebiet und -gewässer

Die fünf untersuchten Gewässer liegen auf dem Gebiet der Stadt Oberhausen im westlichen Ruhrgebiet (Abb. 1). Naturräumlich ist der Untersuchungsraum der Großlandschaft des Niederrheinischen Tieflandes zuzuordnen. Im Süden der Niederrheinischen Sandplatten grenzt der Naturraum Mittlere Niederrheinebene an. Hier befindet sich eine Bergsenkung in einem isolierten Bereich inmitten des Ballungsraumes. Der Untergrund ist durch Schluff, Sand und Kies gekennzeichnet, und durch die mehrfache Verlegung der Emscher kommen im ehemaligen Flussverlauf lehmige Ablagerungen hinzu.

Vier der Untersuchungsgewässer liegen im Nordosten von Oberhausen im Naturraum der Niederrheinischen Sandplatten am Rande eines großen Waldgebietes. Der geologische Untergrund ist von Kies, Sand, Schluff und Ton geprägt, der häufig von Flugsanden überdeckt ist. Eines dieser Gewässer, das „Torfmoos-Gewässer“, wurde aber wegen zu geringer Fangzahlen aus den Analysen dieser Arbeit wieder ausgeklammert und wird, da für die Fragestellung ohne Bedeutung, im Folgenden auch nicht vorgestellt.

Bergsenkung Grafenbusch

Das Bergsenkungsgebiet Grafenbusch wird im Norden von der auf einem Damm verlaufenden Autobahn A 42 und im Süden von der eingedeichten und kanalisierten Emscher eingeschlossen. Im Westen verläuft eine Bahntrasse und im Osten grenzt ein kleines Waldstück an. Der Steinkohleabbau in der Region hat dazu geführt, dass sich das Gebiet gesenkt hat und ein größeres Kleingewässer entstehen konnte. Einzelne wassergefüllte Bombenrichter liegen im Umfeld, und im eigentlichen Bergsenkungsgewässer bedingt ein solcher eine deutliche Vertiefung. Das Gewässer teilt sich durch die verschiedenartige Entstehung in mehrere, teilweise unabhängig voneinander wasserführende Teilbereiche auf. Insgesamt erreicht die Wasserfläche eine Größe von etwa 2000 m². Trotz starker Austrocknung in den Sommermonaten führten tiefere Teilbereiche permanent Wasser.



© Geobasisdaten: Landesvermessungsamt NRW, Bonn 2005

Abb. 1: Übersichtskarte der untersuchten Gewässer in Oberhausen. Karte: Biologische Station Westliches Ruhrgebiet e. V.

Die Wassertiefe betrug an den tiefsten Fallenstandorten zu Beginn der Untersuchung 82 cm. Im Verlauf der Untersuchung sind viele Bereiche allerdings komplett ausgetrocknet und selbst nach starken Regenfällen zum Ende der Untersuchung konnte der Wasserstand der 13. Kalenderwoche nicht wieder erreicht werden.



Abb. 2: Bergsenkung Grafenbusch. Blick vom Emscherdeich nach Nordosten auf den Flatterbinsen-Bereich (vorne links) und das Röhricht des Breitblättrigen Rohrkolbens im Juli. Der Gehölzbestand im Hintergrund steht auf der Böschung der A42. Foto: M. Schlüpmann.

Für die Fallenstandorte wurde ein Transekt ausgewählt, der die verschiedenen Teilbereiche weitgehend abdeckt. Im Westen ist das Gewässer durch einen Bereich gekennzeichnet, in dem fast ausschließlich *Juncus effusus* und etwas *Iris pseudacorus* wachsen. Unmittelbar hieran schließt sich ein *Typha latifolia*-Röhricht an (Abb. 2, 20). Beide Bereiche sind sonnenexponiert. Es folgt eine überwiegend offene Wasserfläche, die lediglich in den Flachwasserbereichen von *Salix caprea* und *Salix alba* bewachsen ist. Durch die Bäume liegt dieser Bereich größtenteils im Schatten.

Der angrenzende Bombentrichter wird überwiegend von *Betula pendula* und *Populus tremula* gesäumt, *Juncus effusus* wächst am Ufer. Die Wasserfläche des Bombentrichters ist durch die Bäume stark beschattet.

Die Röhrichtzone des im Westen gelegenen „Nebengewässers“ ist geprägt von *Typha latifolia* und *Juncus effusus*. Gewässerbegleitend dominieren *Lysimachia vulgaris* und *Lythrum salicaria*. Das Gewässer liegt durch die angrenzenden Bäume im Schatten. In allen Wasserbereichen kommt *Lemna minor* vereinzelt oder flächendeckend vor. Im „Nebengewässer“ wächst zusätzlich *Hottonia palustris* in der Schwimmpflanzen- und Unterwasserpflanzenzone.

Der pH-Wert lag im neutralen Bereich um 7,0. Die höchste Leitfähigkeit konnte in der offenen Wasserfläche (1560 μS) gemessen werden. Die geringste (96 μS) im „Nebengewässer“. Das Minimum der Wassertemperatur lag zwischen 7°C und 8°C, das Maximum jeweils zwischen 17°C und 19°C.

Wiesen-Kleinweiher

Das Gewässer (Abb. 3) ist von Grünland umgeben, das im Osten und Süden unmittelbar an den „Hiesfelder Wald“ angrenzt. Der Wiesen-Kleinweiher ist während des Zweiten Weltkrieges durch die Detonation einer Bombe entstanden und ist mit einer Größe von 230 m² und einer ausdauernden Wasserführung ein typischer Kleinweiher (PARDEY et al. 2005). Er wird überwiegend durch Grundwasser aber auch durch Niederschläge gespeist.



Abb. 3: Der Wiesen-Kleinweiher im Mai 2010 (Blickrichtung von Südwesten nach Nordosten). Foto: J. Bliesener.

Zwar war er aufgrund der Trichterform ursprünglich tiefer als 200 cm, wegen des Falllaubs der Bäume und des dadurch entstandenen Faulschlammes liegt die tatsächliche Wassertiefe, selbst bei hohem Wasserstand, dennoch inzwischen deutlich darunter. Die Wassertiefe schwankte im Laufe der Untersuchung stark. Bis Anfang August sank der Wasserspiegel um ca. 44 cm und stieg erst zum Ende der Untersuchung wieder an.

Der Wiesen-Kleinweiher wird von verschiedenen Bäumen gesäumt, die die Wasserfläche überwiegend beschatten. Als charakteristische Pflanzen der Schwimmpflanzen- und Unterwasserpflanzenzone sind *Spirodela polyrrhiza* und *Potamogeton natans* zu nennen. *Glyceria fluitans* und *Schoenoplectus lacustris* prägen die Röhrichtzone, und in der Uferzone wachsen *Lycopus europaeus*, *Juncus effusus* und *Juncus conglomeratus*. Die Begleitvegetation ist durch die den Kleinweiher umgebenden Bäume, verschiedene Gräser und typische Wiesenpflanzen geprägt (Abb. 3).

Die gemessenen pH-Werte lagen zwischen 5,25 und 7,17. Der Mittelwert der Leitfähigkeit betrug 113 μS . Zu Beginn der Untersuchung war die gemessene Wassertemperatur deutlich geringer als zum Ende der Untersuchung. In den Sommermonaten konnte ein Maximum von 21,4°C festgestellt werden.

Neuer Artenschutz-Kleinweiher (NABU-Gewässer)

Im Jahr 2005 wurde das Gewässer durch den NABU Oberhausen (daher auch NABU-Gewässer genannt) und der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet auf einer Ackerfläche, die heute noch an das für das Gewässer abgetrennte Gelände anschließt, angelegt. Ebenso wie der Wiesen-Kleinweiher liegt auch dieses Gewässer am Rande des „Hiesfelder Waldes“ (Abb. 4, 17).



Abb. 4: Das „neue“ Gewässer im Juni 2010 (Blickrichtung von Südwesten nach Nordosten). Foto: M. Schlüpmann.

Der Kleinweiher hat eine Größe von etwa 570 m² und wird überwiegend aus Grund- und Regenwasser gespeist. Die Wasserhaltung ist permanent. Die Wassertiefe liegt an den tiefsten Stellen unter 100 cm. Die Wassertiefe schwankte im Verlauf der Untersuchung stark. Zu Beginn lag sie an den tieferen Stellen über 80 cm, durch anhaltende Verdunstung sank der Wasserstand in der 29. Kalenderwoche um mehr als 50 cm. Erst nach stärkeren Regenfällen in der 35. Kalenderwoche stieg der Wasserstand allmählich wieder.

Das Gewässer ist nahezu vollständig besonnt. Das nordöstliche Ufer des Gewässers grenzt unmittelbar an den Hiesfelder Wald und wird, je nach Sonnenstand, nur auf dieser Seite teilweise von den Bäumen beschattet. Im Gewässer waren submers *Juncus bulbosus* und an einigen Stellen Algenwatten zu finden. Charakteristisch für die Röhrichtzone sind vor allem *Sparganium erectum*, *Glyceria fluitans* und *Glyceria maxima*. Die Uferzone oberhalb des Wasserspiegels ist überwiegend geprägt von *Agrostis stolonifera*, *Juncus effusus* und *Lythrum salicaria*.

Der pH-Wert schwankte zwischen 6,23 und 7,79. Die Leitfähigkeit lag zwischen 82 und 269 μS . Das Maximum der Wassertemperatur lag bei 24,8°C und das Minimum bei 9,9°C.

Bombentrichter

Der Bombentrichter (Abb. 5, 19) liegt in unmittelbarer Nachbarschaft des vorgenannten Gewässers, allerdings im „Hiesfelder Wald“. Das Gewässer hat eine Größe von 72 m², ist permanent mit Grund- und Regenwasser gespeist und kann als Wald-Kleinweiher klassifiziert werden. Ähnlich wie der Wiesen-Kleinweiher ist auch der Bombentrichter durch seine Trichterform tiefer als 200 cm. Durch das Falllaub der umstehenden Bäume ist jedoch mit der Zeit eine beträchtliche Faulschlammschicht entstanden, so dass die tatsächliche Wassertiefe weit unter 200 cm liegt und der Bombentrichter trotz der permanenten Wasserführung einen tümpelartigen Charakter aufweist. Im Laufe der Untersuchung ist der Wasserstand zunächst um mehrere Zentimeter gesunken (Abb. 19) und erst nach starken Regenfällen in der 31. Kalenderwoche wieder allmählich angestiegen.

Durch die Lage mitten im Wald ist der Bombentrichter durch Bäume weitgehend beschattet. *Fagus sylvatica*, *Quercus rubra*, *Betula pendula* und Aufwuchs von *Acer pseudoplatanus* bilden die umgebende Waldvegetation. *Alnus glutinosa*, *Ilex aquifolium* sowie *Sorbus aucuparia* stehen am Ufer. Das Gewässer ist fast frei von Gefäßpflanzen. Als Schwimmpflanze ist stellenweise *Lemna minor* vertreten. In der Uferzone ist an einer Stelle *Lycopus europaeus* zu finden.

Der maximale pH-Wert lag bei 8,90 und der minimale bei 5,54, die Leitfähigkeit im Mittel bei 178 μS . Die Wasserhöchsttemperatur betrug 23,5°C, die niedrigste Temperatur 6,8°C.



Abb. 5: Der Bombentrichter im Mai 2010 (Blickrichtung von Südwesten nach Nordosten).
Foto: J. Bliesener.

3 Material und Methoden

Unterschieden wurden beim Fang der Tiere drei Kompartimente:

- Ufergrund
- freies Wasser zwischen Grund und Wasseroberfläche (dort Wassertiefen von 15, 30, 45, 60 und 75 cm über dem Grund, ggf. als „Wassersäule“ zusammengefasst) und
- die Wasseroberfläche.

Für diese Untersuchung wurde auf Flaschen-Wasserfallen, mit denen insbesondere Molche und Amphibienlarven gefangen werden, zurückgegriffen. Es wurden zwei verschiedene Arten von Fallen in den Gewässern ausgelegt. Zum einen Flaschenfallen, die im Uferbereich flach auf den Gewässerboden gelegt wurden und zum anderen Flaschenfallen, die mitten im Gewässer angebracht werden konnten. Bei beiden Fallentypen handelt es sich um handelsübliche 1,5 Liter Mehrwegflaschen aus Kunststoff. Der Einsatz der Fallen, die im Uferbereich ausgelegt wurden, entspricht dem von SCHLÜPMANN (2007, 2009, 2014) ausführlich beschriebenen Verfahren (Abb. 6).

Für die Erfassung der Tiere im tieferen Wasser bzw. abseits des Ufers wurde ungefähr in die Mitte der Falle ein Loch gebohrt, um eine Halterung aus Loch-

draht und Schrauben für das spätere Befestigen am Plastikrohr anzubringen (Abb. 7).

Auslegen und Einholen dieser Fallenkonstruktion ist in den Abbildungen 8a-f dargestellt. Mit Hilfe eines „Messstabes“ konnten die Fallen, über die Halterungen am Plastikrohr entlang, in die bestimmte Wassertiefe geschoben werden (Abb. 8d). Dabei musste auf eine schräge Stellung der Flaschen geachtet werden, um ein Luftvolumen in der Flasche zu erhalten und so die Sauerstoffversorgung der gefangenen Tiere zu gewährleisten. Die Flaschen wurden je nach Gewässer und Wassertiefe 15 cm, 30 cm, 45 cm, 60 cm und 75 cm tief, gemessen vom Gewässergrund, ins Wasser gebracht. Zudem wurde immer noch eine Flasche direkt an der Wasseroberfläche befestigt. Mitunter konnte dadurch allerdings der Abstand von 15 cm zwischen den oberen beiden Flaschen nicht eingehalten werden.

Durch die schräge Befestigung der Flaschen liegt die tatsächliche Höhe der Fallenöffnung um einige Zentimeter unter der Halterung. Für die Tiefe von 15 cm bedeutet das, dass sich die Fallenöffnung 10,5 cm über dem Gewässergrund befindet. Entsprechendes gilt für die Fallen in den anderen Tiefen (vgl. Tab. 1). Im Bombentrichter und im Wiesen-Kleinweiher wurden keine Flaschen auf 15 cm angebracht, da sich in diesen Gewässern zu viel Faulschlamm am Gewässergrund befand.



Abb. 6: Wasserfalle des Uferbereichs und drei ausgelegte Wasserfallen im Uferbereich des Bombentrichters. Zum Schutz wurden die Flaschen mit Laub bedeckt. Foto: J. Bliesener.

Tab. 1: Positionierung der Fallen am Ufer und in den untersuchten Wassertiefen.

Standort	Unterer Rand in cm über dem Grund	Mitte der Reuse in cm über dem Grund	Oberer Rand in cm über dem Grund
Ufer	0,0	4,3	8,5
15 cm	6,3	10,5	14,8
30 cm	21,3	25,5	29,8
45 cm	36,3	40,5	44,8
60 cm	51,3	55,5	59,8
75 cm	66,3	70,5	74,8



Abb. 7: Reusenfallen-Konstruktion für die tieferen Standorte im Gewässer mit sechs Flaschenreusen. Die Anzahl der eingesetzten Flaschenreusen variiert mit der Wassertiefe. Die oberste Reuse wurde immer an der Wasseroberfläche befestigt. Mit dem „Messstab“, der oben zu sehen ist, werden die Abstände der Flaschenreusen passend eingemessen. Foto: J. Bliesener.

Die Fallen wurden in den jeweiligen Fangwochen vormittags ausgelegt, über Nacht im Gewässer belassen und am Vormittag des nächsten Tages wieder eingeholt. Pro Fangwoche resultieren so vier Fangnächte. Die Fangnächte wurden für jede Flasche einzeln gezählt. Hierdurch ergibt sich die Grundeinheit „Fallennacht“, definiert als Ergebnis eines Fallenfangs in einer Nacht.

Bei der Kontrolle wurden die Flaschen aus dem Wasser geholt und deren Inhalt in ein Sieb geschüttet (Abb. 8f). Die gefangenen Tiere wurden ausgezählt und in einem Erfassungsbogen notiert. Anschließend wurden die Fallen wieder im Gewässer ausgelegt.



Abb. 8a-f: Auslegen und Einholen der Fallen; a: Befestigung des Haltestabes; b: Anbringung der Flaschenreusen; c: Absenken der schräg gestellten Flaschenreusen (mit Luftreservoir gegenüber der Öffnung); d: Schieben der Reuse in die gewünschte Position, Abmessung mittels Messstab; e: beim Herausholen werden die Flaschen gekippt, der Inhalt bleibt zunächst in der Flasche; f: Er wird dann für jede Flasche einzeln über einem Plastiksieb ausgeleert. Fotos: M. Schlüpmann.

In allen Gewässern wurden in einem Zeitraum von sechs Monaten des Jahres 2010 in unterschiedlichen Wochen die genannten Fallen ausgelegt. Begonnen

wurde in der 13. Kalenderwoche (ab 29.03.) in der Bergsenkung Grafenbusch. Das letzte Mal wurden Fallen im NABU Gewässer in der 35. Kalenderwoche (ab 30.08.) ausgelegt. Die zeitliche Verteilung der Fallenbelegung in den Untersuchungsgewässern ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Terminierung der Fallenfänge in den Gewässern (ohne Torfmoos-Gewässer).

Kalenderwoche	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
Datum des Beginns	29.03	05.04	12.04	19.04	26.04	03.05	10.05	17.05	24.05	31.05	07.06	14.06	21.06	28.06	05.07	12.07	19.07	26.07	02.08	09.08	16.08	23.08	30.08
Bergsenkung	XXX				XXX				XXX			XXX			XXX			XXX				XXX	
Wiesen-Kleinweiher		XXX				XXX				XXX			XXX			XXX			XXX				XXX
NABU Gewässer				XXX				XXX			XXX			XXX			XXX			XXX			XXX
Bombentrichter		XXX				XXX				XXX			XXX			XXX			XXX				XXX

Die sinkenden Wasserstände führten dazu, dass an den gewählten Fallenstandorten die oberen Tiefenzonen oder u. U. sogar ganze Standorte im Laufe der Untersuchung ausfielen (Tab. 3). Die Grundgesamtheiten für unterschiedliche Standorte und Tiefen sind daher zwangsläufig sehr unterschiedlich. Daher haben wir die Zahlen gefangener Tiere auf die jeweils geringere Zahl von Fallennächten zu vergleichender Untersuchungsreihen umgerechnet. Damit sind wir auf der sicheren Seite: tatsächlich bessere und größere Werte werden abgewertet und kein Wert wird überschätzt. Die Grundgesamtheiten der jeweils getesteten Zahlenreihen werden bei den Tests mit angegeben (auch Tab. 4):

- N = tatsächliche Zahl gefangener Tiere (Tab. 4),
- n = auf die jeweils kleinste Zahl von Fallennächten zu vergleichender Untersuchungsreihen umgerechnete Zahl (Tab. 4).

Weitere Rahmenbedingungen für die Analyse waren: 1. Standorte und Tiefen mit weniger als 16 Fallennächten wurden aus der Betrachtung vollständig ausgeklammert. Die Wassertiefe 75 cm über dem Grund konnte daher nicht bewertet werden, in einigen Fällen musste auch die Wassertiefe von 60 cm verworfen werden. 2. Auch solche Arten, Stadien und Geschlechter von denen weniger als zehn Tiere gefangen wurden, werden aus der Analyse ausgeschlossen (z. B. alle Kammolch-Larven). Ein Gewässer, das „Torfmoos-Gewässer“, blieb, wegen der geringen Anzahl an gefangenen Tieren, in der Analyse unberücksichtigt. Einzelne Arten oder Stadien mussten, je nach Gewässer, gleichfalls ausgeklammert werden.

Bei sehr geringen Zahlenreihen wurden die nach Wassertiefen differenzierten Werte teilweise zusammengefasst (Wassersäule = alle untersuchten Wassertiefen ohne Wasseroberfläche und Ufer, Wasserkörper = alle Messungen außer am Ufer). Dadurch war eine Umrechnung auf mehr Fallennächte möglich.

Tab. 3: Anzahl der Fallennächte in den verschiedenen Kompartimenten der untersuchten Gewässer.

Gewässer	Bergsenkung	Wiesen-Kleinweiher	Artenschutz-Kleinweiher	Bombentrichter
Wasseroberfläche	152	112	168	112
60 cm über Grund	-	35	42	-
45 cm über Grund	25	76	81	-
30 cm über Grund	46	112	126	60
15 cm über Grund	100	-	160	-
Ufer	336	336	336	252
Summe	659	671	913	424
Wassersäule	171	223	409	
Wasserkörper		335		172

Tab. 4: Anzahlen gefangener Tiere (N) sowie die auf die kleinste gemeinsame Zahl von Fallennächten umgerechneten Werte (n). Fänge mit $N \leq 10$ gehen in die weiteren Analysen nicht ein.

Kleinste gemeinsame Zahl von Fallennächten (vgl. Tab. 3)	Bergsenkung			Wiesen-Kleinweiher				Artenschutz-Kleinweiher			Bombentrichter		
	25	152		35	112	335		42	168		60	172	
	N	n	n	N	n	n	n	N	n	n	N	n	n
Bergmolch													
<i>Mesotriton alpestris</i>	164	20,81	91,45	135	25,16	60,44	134,74	39	8,60	20,98	600	285,56	483,49
Bergmolch-♂♂	97	11,15	54,15	56	11,19	24,69	55,91	19	3,95	8,11	392	185,93	315,81
Bergmolch-♀♀	67	9,66	37,30	79	13,97	35,75	78,84	20	4,65	12,88	208	99,63	167,68
Teichmolch													
<i>Lissotriton vulgaris</i>	206	42,94	163,65	92	29,26	44,16	91,90	505	120,95	267,71	487	191,69	384,46
Teichmolch-♂♂	153	33,45	122,17	53	19,51	24,58	52,96	321	77,77	159,22	199	88,63	162,49
Teichmolch-♀♀	53	9,49	41,48	39	9,74	19,59	38,94	184	43,18	108,49	288	103,06	221,97
Fadenmolch													
<i>Lissotriton helveticus</i>	-	-	-	30	5,98	12,45	29,94	33	7,63	14,72	23	7,43	17,29
Fadenmolch-♂♂	-	-	-	19	3,53	7,80	18,96	20	4,71	8,75	15	4,93	11,19
Fadenmolch-♀♀	-	-	-	11	2,46	4,65	10,98	13	2,92	5,96	8	2,50	6,10
Kammolch													
<i>Triturus cristatus</i>	84	16,19	57,34	11	2,81	5,32	10,98	-	-	-	-	-	-
Kammolch-♂♂	51	11,32	35,20	7	1,50	3,83	6,99	-	-	-	-	-	-
Kammolch-♀♀	33	4,87	22,14	4	1,31	1,49	3,99	1	0,33	0,41	-	-	-
Larven													
<i>Mesotriton alpestris</i> -Larven	60	5,18	31,52	72	10,56	28,27	71,83	42	5,78	19,82	13	3,10	8,87
<i>Lissotriton vulgaris</i> -Larven	18	1,52	9,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lissotriton</i> -Larven	-	-	-	189	29,78	84,20	188,58	104	14,27	49,96	6	1,43	4,10

Die festgestellte Verteilung wird mittels des Chi-Quadrat-Anpassungstestes gegen eine Gleichverteilung getestet. Gerechnet wurde mit Excel (MONKA & VOSS 2002). Als Signifikanzniveau wird eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % angenommen. Es bedeuten n. s. = nicht signifikant: $p > 0,05$, * = signifikant: $p < 0,05$, ** = hoch signifikant: $p < 0,01$, *** = sehr hoch signifikant: $p < 0,001$.

Getestet wurden die Fangergebnisse sowohl auf Ebene adulter Molcharten als auch auf der der Geschlechter. Zudem wurde die Verteilung der Molchlarven untersucht. Betrachtet und getestet werden dabei die Ergebnisse für Einzelgewässer.

4 Ergebnisse

Ein wichtiger Aspekt ist der Einfluss der Gewässertiefe, der für alle untersuchten Arten und Larvenstadien getestet wurde. Die Wasseroberfläche, die stets untersucht wurde, muss dabei als Sonderfall gelten, denn ihr Abstand wechselte je nach Wasserstand z. T. erheblich.

4.1 Bergmolch (*Mesotriton alpestris*)

Der bevorzugte Aufenthaltsort der Bergmolche in der Bergsenkung (Abb. 9a-c) ist der Bodengrund des Ufers. In Wassertiefen von 15-45 cm über dem Grund waren die Molche deutlich seltener zu finden (Abb. 9a). Aufschlussreich ist die geschlechterspezifische Betrachtung. Während Männchen bevorzugt im Uferbereich und den grundnahen Zonen anzutreffen waren (Abb. 9b), im freien Wasser (30-45 cm) dagegen fast fehlten (die Unterschiede sind allerdings nur auf geringem Niveau zu sichern), wurden die Weibchen (Abb. 9c) nicht selten auch in den Freiwasserbereichen (15-45 cm über dem Grund) gefangen. Zwar waren auch hier mehr Tiere in den Fallen am Ufer nachweisbar, doch sind die Unterschiede bei den Weibchen nicht signifikant, so dass nahezu eine gleichmäßige Verteilung in dem strukturreichen Gewässer anzunehmen ist.

Im Wiesen-Kleinweiher (Abb. 9d-f) waren die meisten Bergmolche am Ufer und 30 cm über dem Grund nachweisbar, oberhalb dagegen nur sehr wenige Tiere. 60 cm über dem Grund waren keine Tiere zu fangen (Abb. 9d). Tatsächlich zeigt die geschlechterspezifische Analyse, dass vor allem die Weibchen (Abb. 9f) am Ufer dominieren, doch ist auch deren Verteilung nicht signifikant von der Gleichverteilung verschieden, während die Männchen (Abb. 9e) vor allem 30 cm über dem Grund nachweisbar waren und ihre Verteilung signifikant abweicht. Bei den Weibchen deutet die fehlende Signifikanz und der große Anteil auch in der höheren Zone (45 cm) eine größere Nutzung des gesamten Wasservolumens an.

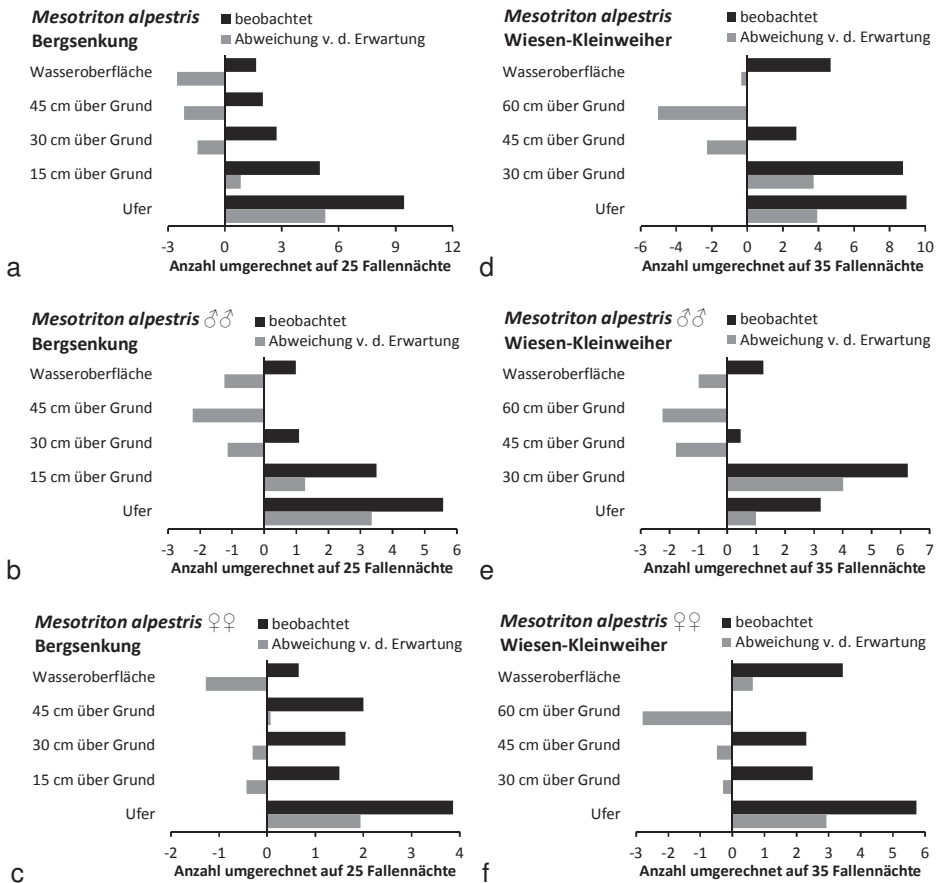


Abb. 9: Verteilung der Bergmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen in der **Bergsenkung** (links a-c); **a) beide Geschlechter**: $N = 164$, $n = 20,81$, $\text{Chi}^2 = 0,0399$, $p < 0,05^*$, **b) Männchen** ♂♂: $N = 97$, $n = 11,15$, $\text{Chi}^2 = 0,0549$, $p > 0,05$ n. s. und **c) Weibchen** ♀♀: $N = 67$, $n = 9,66$, $\text{Chi}^2 = 0,5697$, $p > 0,05$ n. s. und im **Wiesen-Kleinweiher** (rechts d-f); **d) beide Geschlechter**: $N = 135$, $n = 25,16$, $\text{Chi}^2 = 0,0182$, $p < 0,05^*$, **e) Männchen** ♂♂: $N = 56$, $n = 11,16$, $\text{Chi}^2 = 0,0196$, $p < 0,05^*$ und **f) Weibchen** ♀♀: $N = 79$, $n = 13,97$, $\text{Chi}^2 = 0,1887$, $p > 0,05$ n. s. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

Im NABU-Artenschutz-Kleinweiher (Abb. 10a-c) wurden nur wenige Bergmolche gefangen. Auch hier sind das Ufer und die grundnahe Zone bevorzugter Aufenthaltsort, dabei sind vor allem die Weibchen (Abb. 10c) am Ufer, ansonsten in allen Tiefen, die Männchen (Abb. 10b) dagegen fast nur nahe dem Gewässergrund (15 cm über dem Grund) zu finden. Die Verteilung beider Geschlechter ist aber statistisch nicht von einer Gleichverteilung zu unterscheiden.

Der im jungen Buchenwald gelegene Bombentrichter ist strukturell ein Sonderfall, da er fast verlandet ist und seine Faulschlamm- und Falllaubbedeckung eine sehr geringe Wassertiefe bedingt. Auch fällt das Ufer relativ steil und ohne Bewuchs ab. Tatsächlich sind die Molche hier nicht bevorzugt am Ufer, sondern beide Geschlechter sind eher über dem Grund zu finden. Dabei ist diese Verteilung hochsignifikant von einer Gleichverteilung verschieden (Abb. 10d-f).

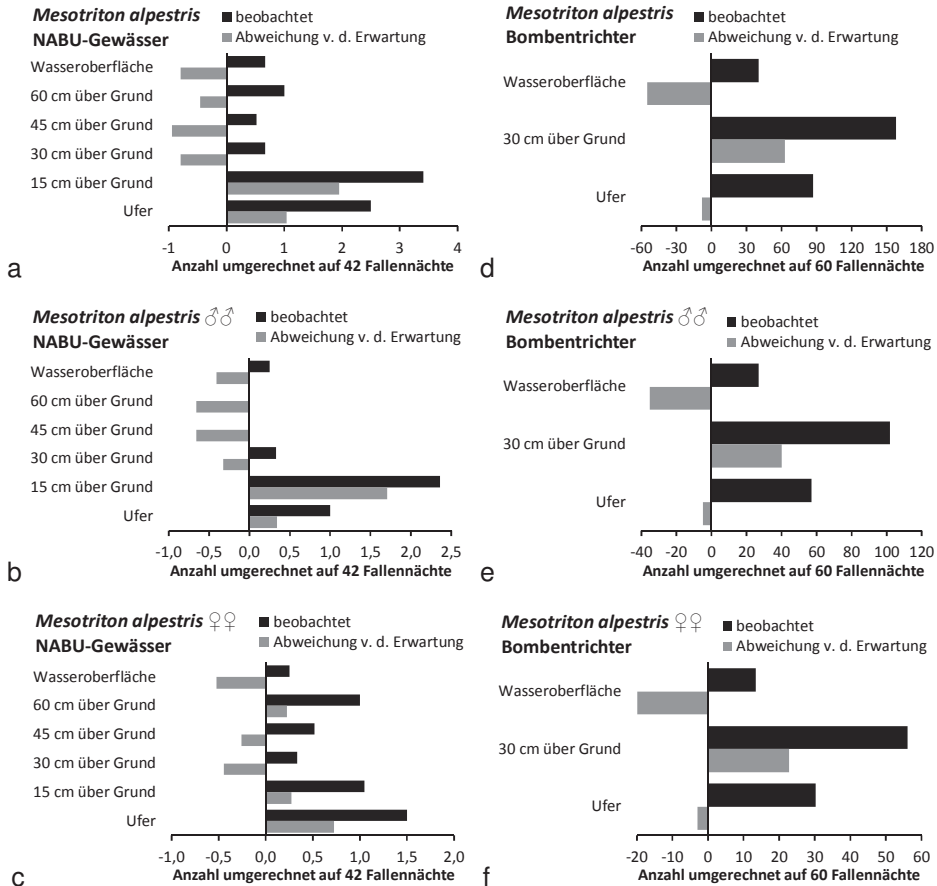


Abb. 10: Verteilung der Bergmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen im **Artenschutz-Kleinweiher des NABU** (links a-c); **a) beide Geschlechter:** N = 39, n = 8,60, $\text{Chi}^2 = 0,3849$, $p > 0,05$ n. s., **b) Männchen** ♂♂: N = 19, n = 3,95, $\text{Chi}^2 = 0,2758$, $p > 0,05$ n. s. und **c) Weibchen** ♀♀: N = 20, n = 4,65, $\text{Chi}^2 = 0,9093$, $p > 0,05$ n. s. und im **Bombentrichter** (rechts d-f); **d) beide Geschlechter:** N = 600, n = 285,56, $\text{Chi}^2 = 9,063\text{E-}17$, $p < 0,001^{***}$, **e) Männchen** ♂♂: N = 392, n = 185,93, $\text{Chi}^2 = 9,260\text{E-}11$, $p < 0,001^{***}$ und **f) Weibchen** ♀♀: N = 208, n = 99,63, $\text{Chi}^2 = 9,515\text{E-}07$, $p < 0,001^{***}$. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

Die Analyse der Ergebnisse der vier sehr unterschiedlichen Gewässer zeigt: Bei größeren und tieferen Gewässern werden die ufernahen Flachwasserzonen und die bodennahen Wasserschichten bevorzugt. In Wassertiefen von 15-60 cm über dem Grund waren die Molche deutlich seltener zu finden. Die Bevorzugung der Uferzone ist bei den Weibchen größer. Bei flachen Gewässern ohne typische Uferzone (siehe Bombentrichter) wird das gesamte Wasservolumen genutzt.

4.2 Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)

Die Ergebnisse sind ganz anders als die für Bergmolche erzielten. Signifikant verschieden von einer Gleichverteilung sind die Fangergebnisse in den unterschiedlichen Wassertiefen in drei von vier untersuchten Gewässern. Im Falle des flachen Bombentrichters scheint dagegen etwa eine Gleichverteilung gegeben.

In der pflanzen- und detritusreichen Bergsenkung (Abb. 11a-c) wurden die meisten Tiere an der Wasseroberfläche und 30 cm über dem Grund gefunden. Das Ufer und die grundnahen Bereiche (15 cm über dem Grund) wurden relativ wenig genutzt. Dabei geht der große Wert für die Falle im freien Wasser 30 cm über dem Grund vor allem auf die Männchen (Abb. 11b) zurück. Die Weibchen (Abb. 11c) verteilen sich gleichmäßiger über die Wassersäule und sind nur an der Wasseroberfläche häufiger gefangen worden. Während sich die Verteilung der Weibchen tatsächlich statistisch nicht sichern lässt, ist die der Männchen signifikant von einer Gleichverteilung unterschieden.

Im Wiesen-Kleinweiher (Abb. 11d-f) wird die Wassersäule zwischen Grund und Oberfläche signifikant stärker genutzt (Abb. 11d). Die Männchen (Abb. 11e) sind hier viel stärker in der freien Wassersäule (30-60 cm über dem Grund) als am Ufer und an der Wasseroberfläche anzutreffen. Die Verteilung der Weibchen (Abb. 11f) ist trotz schwankender Werte insgesamt nicht signifikant von einer Gleichverteilung zu unterscheiden. Die Weibchen nutzen, wie schon in der Bergsenkung beobachtet, das gesamte Wasservolumen.

Im Artenschutz-Kleinweiher des NABU (Abb. 12a-c) zeigt sich ein durchaus abweichendes Ergebnis. Die Wasseroberfläche wurde hier von beiden Geschlechtern eher gemieden. Am Ufer wurden zwar die meisten Weibchen (Abb. 12b) gefangen, doch ist die Verteilung in der Wassersäule bei den Weibchen wie in den vorgenannten Gewässern gleichmäßiger als bei den Männchen und weicht daher nicht signifikant von einer Gleichverteilung ab. Bei den Männchen (Abb. 12c) zeigt sich der deutlichste Unterschied zu den vorgenannten Gewässern: Sie wurden in den grundnahen Zonen deutlich häufiger gefangen und die Abweichung von der Gleichverteilung ist hier hochsignifikant.

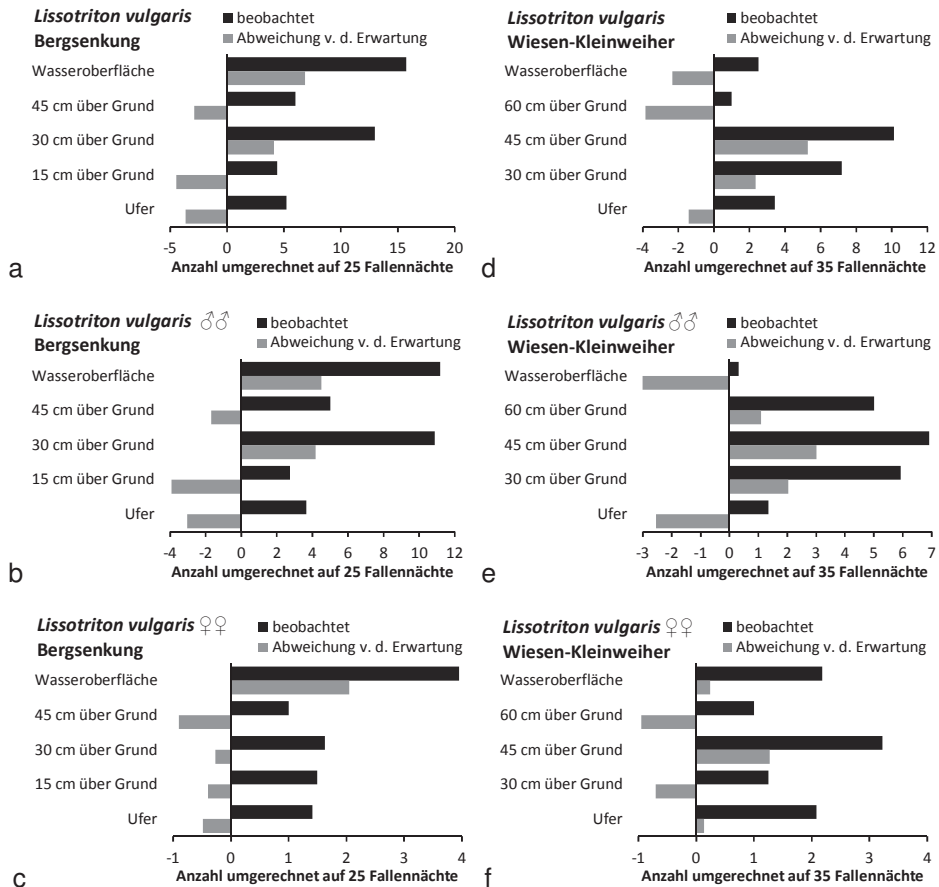


Abb. 11: Verteilung der Teichmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen in der **Bergsenkung (links a-c)**; **a) beide Geschlechter**: $N = 206$, $n = 42,94$, $\text{Chi}^2 = 0,0245$, $p < 0,05^*$, **b) Männchen** ♂♂: $N = 153$, $n = 33,45$, $\text{Chi}^2 = 0,0446$, $p < 0,05^*$ und **c) Weibchen** ♀♀: $N = 53$, $n = 9,46$, $\text{Chi}^2 = 0,5778$, $p > 0,05$ n. s. und im **Wiesen-Kleinweiher (rechts d-f)**; **d) beide Geschlechter**: $N = 92$, $n = 29,26$, $\text{Chi}^2 = 0,0217$, $p < 0,05^*$, **e) Männchen** ♂♂: $N = 53$, $n = 19,51$, $\text{Chi}^2 = 0,0704$, $p > 0,05$ n. s. und **f) Weibchen** ♀♀: $N = 39$, $n = 9,74$, $\text{Chi}^2 = 0,5778$, $p > 0,05$ n. s. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

Die große Zahl der Teichmolche in dem schattigen, verlandeten flachen Bontrichter überrascht, erlaubt aber sichere statistische Analysen (Abb. 12d-f). Die Männchen (Abb. 12e) wurden zwar etwas häufiger in 30 cm über dem Grund gefangen, nutzten aber offenbar den gesamten Wasserkörper und waren hier auch an der Wasseroberfläche und dem Ufer gut vertreten, so dass eine Gleichverteilung resultiert. Die Bevorzugung der Uferzone bei den Weibchen (Abb. 12f) ist dagegen hochsignifikant.

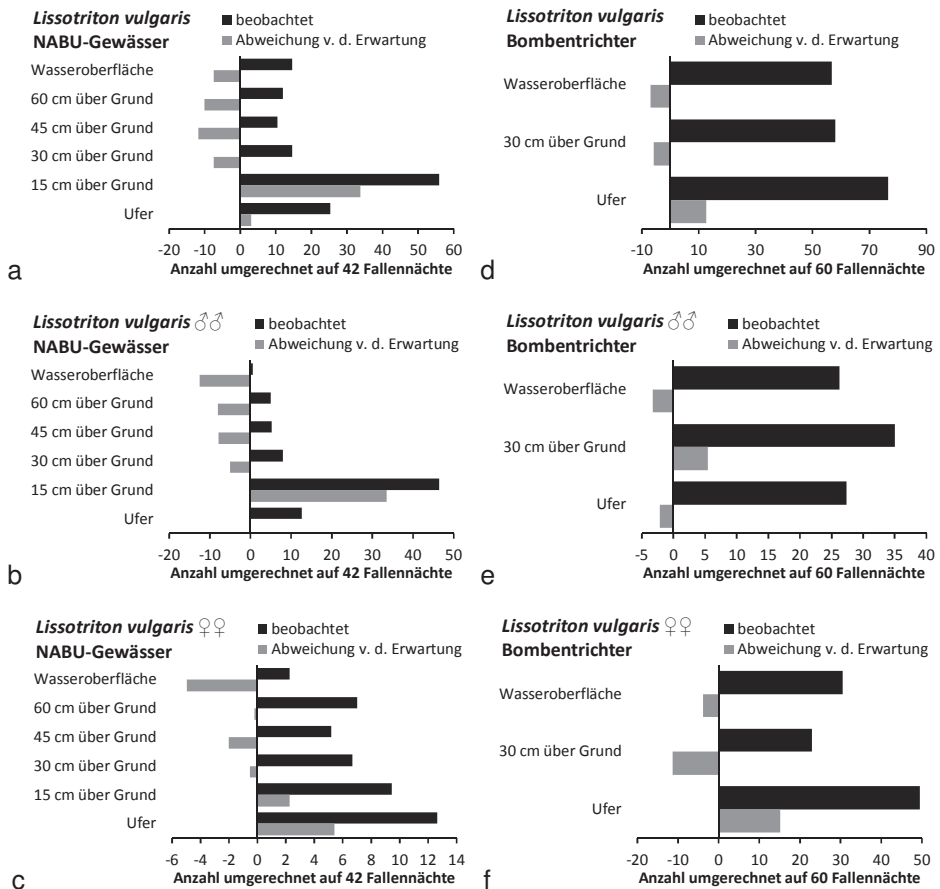


Abb. 12: Verteilung der Teichmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen im **Ar-**
tenschutz-Kleinweiher des NABU (links a-c); a) beide Geschlechter: N = 505, n = 120,95, $\text{Chi}^2 = 9,489\text{E-}18$, $p < 0,001^{***}$, **b) Männchen** ♂♂: N = 321, n = 77,77, $\text{Chi}^2 = 4,042\text{E-}22$, $p < 0,001^{***}$ und **c) Weibchen** ♀♀: N = 184, n = 43,18, $\text{Chi}^2 = 0,1170$, $p > 0,05$ n. s. und im **Bombentrichter (rechts d-f); d) beide Geschlechter:** N = 487, n = 191,69, $\text{Chi}^2 = 0,1364$, $p > 0,05$ n. s., **e) Männchen** ♂♂: N = 199, n = 88,63, $\text{Chi}^2 = 0,4646$, $p > 0,05$ n. s. und **f) Weib-**
chen ♀♀: N = 288, n = 103,06, $\text{Chi}^2 = 0,0043$, $p < 0,001^{***}$. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichungen von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

Die Verteilung der Teichmolche im Gewässerkörper ist erkennbar anders als die der Bergmolche. Die Männchen nutzen in vielen Fällen – allerdings nicht in allen – offenbar das freie Wasser, scheinen das Ufer dagegen zu meiden. Die Weibchen nutzen dagegen alle Bereiche, zeigen dabei aber eine gewisse Präferenz für das Ufer. Hinsichtlich der Wasseroberfläche zeigt sich ein differenziertes, und zwischen den Geschlechtern nicht einheitliches Bild. In einigen Fällen scheint die Wasseroberfläche bevorzugt zu werden, in anderen wird sie eher gemieden.

4.3 Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*)

Da die Art in der Bergsenkung fehlt, stehen hier nur drei Gewässer für den Test zur Verfügung.

Im Falle des Wiesen-Kleinweihers (Abb. 13a-d) scheint das Ufer, trotz der geringen Zahl gefangener Tiere, der bevorzugte Aufenthaltsort der Fadenmolche zu sein (Abb. 13a, b), das gilt im Besonderen für die Weibchen (Abb. 17d), während die Männchen (Abb. 13c) etwas gleichmäßiger verteilt sind. Die Ergebnisse sind aber statistisch nicht zu sichern, auch nicht bei der Zusammenlegung aller Daten der Wassersäule (Abb. 13b-d).

Im Artenschutz-Kleinweiher (Abb. 13e-h) wurden die Fadenmolche vor allem nahe dem Bodengrund und am Ufer gefangen, wenige in den höheren Wasserschichten, keine mehr in 60 cm über dem Grund und an der Wasseroberfläche (Abb. 13e). Die Reduktion auf drei Kompartimente (Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufer: Abb. 13f-h) zeigt eine signifikante Abweichung von der Gleichverteilung. Dabei ist bei den Männchen (Abb. 13g) eine signifikante Bevorzugung der grundnahen Bereiche, bei den Weibchen (Abb. 13h) eher eine solche des Ufers festzustellen, die aber statistisch nicht zu sichern ist.

Im Bombentrichter (Abb. 14a-c) wurde eine Präferenz für die Uferzone gegenüber dem zentralen, flachen Wasserkörper festgestellt, doch waren die Zahlen zu gering, als dass sich die Daten hätten statistisch absichern lassen.

Die Anzahlen gefangener Fadenmolche waren gering, signifikante Ergebnisse wurden nur vereinzelt erzielt. Andererseits deutet sich in allen drei Gewässern eine Bevorzugung der Ufer und des Gewässergrundes an, wobei insbesondere die Weibchen das Ufer zu präferieren scheinen, während die Männchen eher abseits des Ufers, aber nahe dem Gewässergrund anzutreffen sind.

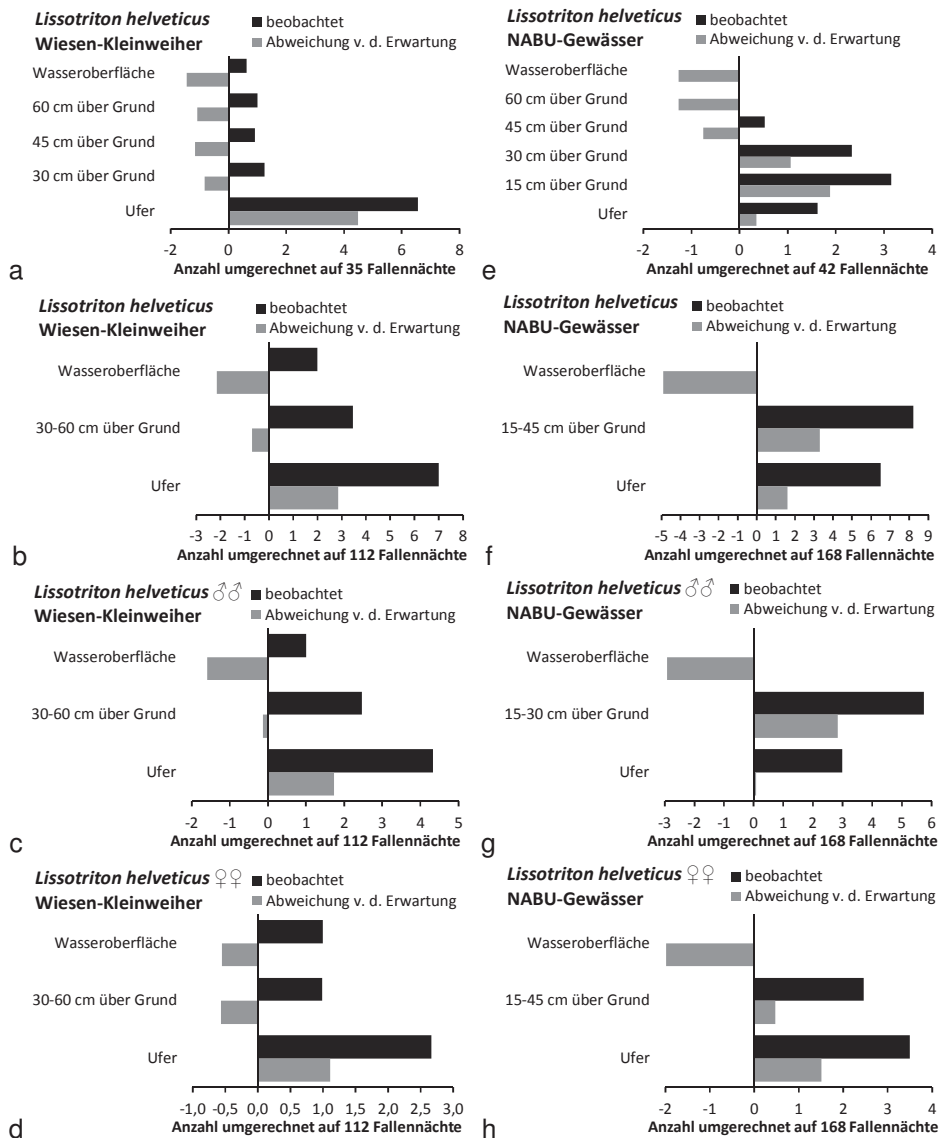


Abb. 13: Verteilung der Fadenmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen im **Wiesen-Kleinweiher (links a-d); beide Geschlechter (a-b):** N = 30, **a):** n = 5,98, $\text{Chi}^2 = 0,8795$, $p > 0,05$ n. s., **b):** n = 12,45, $\text{Chi}^2 = 0,2032$, $p > 0,05$ n. s., **c) Männchen** ♂♂: N = 12, n = 7,80, $\text{Chi}^2 = 0,3418$, $p > 0,05$ n. s. und **d) Weibchen** ♀♀: N = 11, n = 4,65, $\text{Chi}^2 = 0,5479$, $p > 0,05$ n. s. im **Artenschutz-Kleinweiher des NABU (rechts e-h); beide Geschlechter (e-f):** N = 33, **e):** n = 7,63, $\text{Chi}^2 = 0,2398$, $p > 0,05$ n. s., **f):** n = 14,71, $\text{Chi}^2 = 0,0217$, $p < 0,05^*$, **g) Männchen** ♂♂: N = 20, n = 8,75, $\text{Chi}^2 = 0,0587$, $p > 0,05$ n. s. und **h) Weibchen** ♀♀: N = 13, n = 5,96, $\text{Chi}^2 = 0,1967$, $p > 0,05$ n. s. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

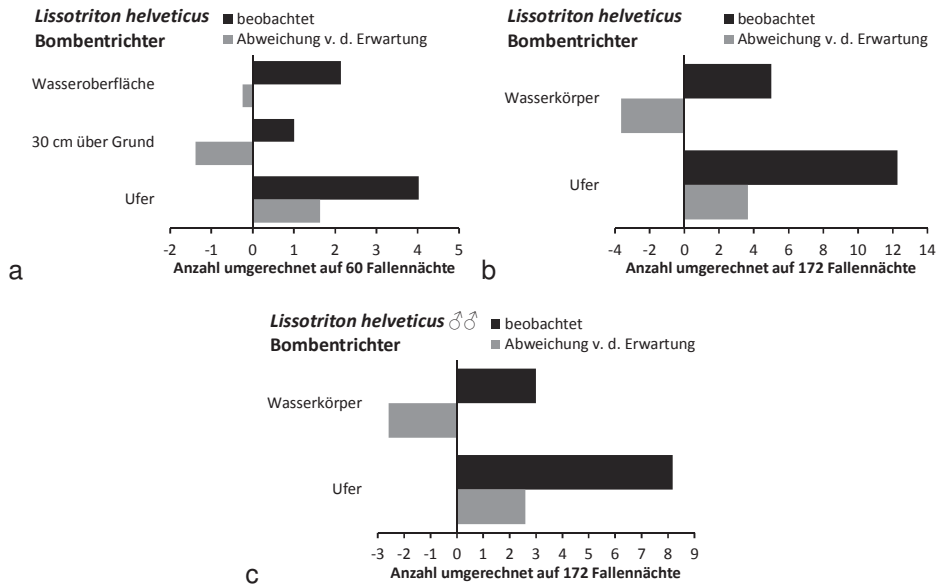


Abb. 14: Verteilung der Fadenmolche am Ufer und in verschiedenen Wassertiefen bzw. im Wasserkörper des Bombentrichters; **beide Geschlechter: links a):** $N = 23$, $n = 7,43$, $\text{Chi}^2 = 0,3251$, $p > 0,1$ n. s., **rechts b):** $n = 17,29$, $\text{Chi}^2 = 0,0797$, $p > 0,05$ n. s., **unten c) Männchen ♂♂:** $N = 15$, $n = 11,19$, $\text{Chi}^2 = 0,1208$, $p > 0,1$ n. s. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

4.4 Kammolch (*Triturus cristatus*)

Der Kammolch war in nennenswerter Anzahl nur in zwei Gewässern nachzuweisen. In der Bergsenkung (Abb. 15a-f) wurden nur geringe Unterschiede zwischen den Zonen festgestellt, so dass man offenbar von einer Gleichverteilung ausgehen kann, wobei die Wasseroberfläche wohl eher gemieden wird. Eine statistisch signifikante Abweichung wurde aber nicht gefunden, auch nicht bei einer Reduzierung der Kompartimente (Ufer, Wassersäule und Wasseroberfläche: Abb. 15b, d, f). Eine differenzierte Betrachtung der Geschlechter könnte eine gewisse Präferenz der Männchen (Abb. 15c, d) für die freie Wassersäule andeuten, während die Weibchen (Abb. 15e, f) die Gewässerkompartimente gleichmäßiger nutzen.

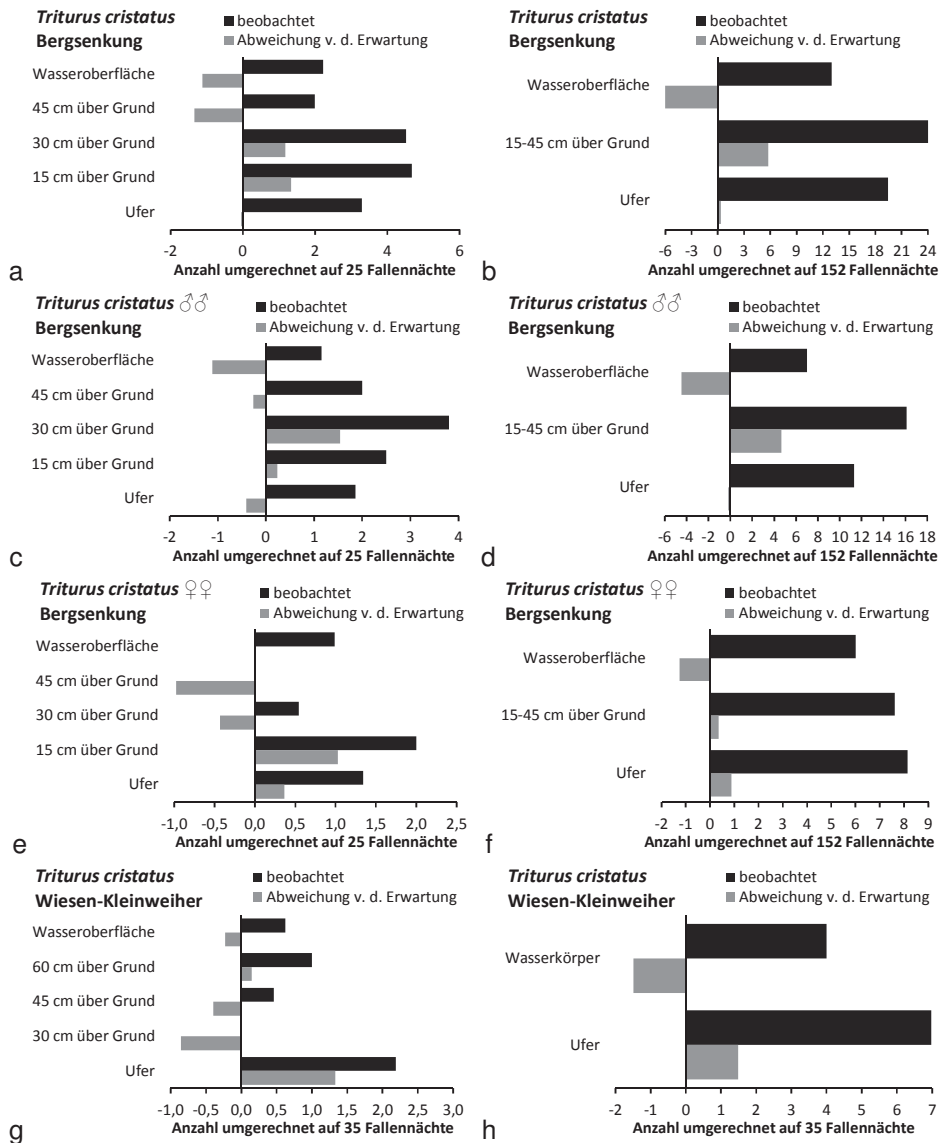


Abb. 15: Verteilung der Kammmolche am Ufer, in der Wassersäule und an der Wasseroberfläche in der **Bergsenkung (a-f); obere Reihe beide Geschlechter, a)** N = 84, n = 16,19, $\text{Chi}^2 = 0,7871$, $p > 0,05$ n. s., **b)** N = 84, n = 57,34, $\text{Chi}^2 = 0,2082$, $p > 0,05$ n. s.; **mittlere Reihe Männchen ♂♂ c)** N = 51, n = 11,32, $\text{Chi}^2 = 0,7865$, $p > 0,05$ n. s. und **d)** N = 51, n = 35,20, $\text{Chi}^2 = 0,1622$, $p > 0,05$ n. s.; **untere Reihe Weibchen ♀♀ e)** N = 33, n = 4,87, $\text{Chi}^2 = 0,6658$, $p > 0,05$ n. s. und **f)** N = 33, n = 22,14, $\text{Chi}^2 = 0,8422$, $p > 0,05$ n. s. sowie des **Wiesen-Kleinweiher (g-h); beide Geschlechter g):** N = 11, n = 2,81, $\text{Chi}^2 = 0,9133$, $p > 0,05$ n. s., **h):** n = 10,98, $\text{Chi}^2 = 3,686$, $p > 0,05$ n. s. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

Die wenigen im Wiesen-Kleinweiher gefangenen Kammolche (Abb. 15g) scheinen das Ufer zu bevorzugen, doch sind die Anzahlen zu gering für eine sinnvolle Statistik. Auch die Reduzierung auf weniger Kompartimente (Ufer, Wassersäule und Wasseroberfläche bzw. Ufer und Wasserkörper: Abb. 15h) und damit die Umrechnung auf wesentlich mehr Fallennächte und größere Berechnungsgrundlagen wurde getestet, liefert aber gleichfalls keine signifikanten Ergebnisse.



Abb. 16: Verteilung der Fallenstandorte für verschiedene Wassertiefen im vom NABU angelegten Artenschutzweiher.

4.5 Bergmolch-Larven (*Mesotriton alpestris*)

Die Verteilung der Bergmolch-Larven (Abb. 17a-d) ist ziemlich eindeutig, die Ergebnisse sind signifikant bis hoch signifikant. Der weitaus überwiegende Teil der Larven wurde am Ufergrund gefangen. Vergleichsweise geringe Kohorten wurden ggf. an der Wasseroberfläche gefangen, was insbesondere in der Bergsenkung auch eine Folge der sinkenden Wasserstände im Sommer war. In der Wassersäule wurden, wenn überhaupt nur in den unteren Schichten Larven des Bergmolches gefangen.

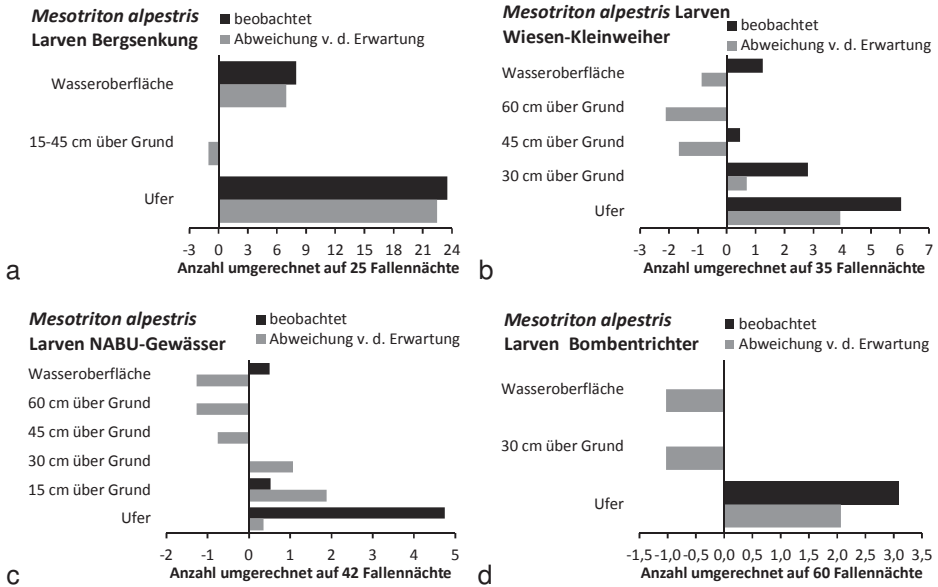


Abb. 17a-d: Verteilung von Bergmolch-Larven am Ufer, in der Wassersäule und an der Wasseroberfläche der **Bergsenkung a)** $N = 60$, $n = 5,18$, $\text{Chi}^2 = 5,244\text{E-}117$, $p < 0,001^{***}$, des **Wiesen-Kleinweihers b)** $N = 72$, $n = 10,56$, $\text{Chi}^2 = 0,0234$, $p < 0,05^*$, des **NABU-Kleinweihers c)** $N = 42$, $n = 5,78$, $\text{Chi}^2 = 0,0027$, $p < 0,001^{***}$ und des **Bombentrichters d)** $N = 13$, $n = 3,10$, $\text{Chi}^2 = 0,0453$, $p < 0,05^*$. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

4.6 Teichmolch-Larven (*Lissotriton vulgaris*)

Von den untersuchten Gewässern war nur die Bergsenkung ohne Fadenmolch-Vorkommen, so dass die *Lissotriton*-Larven hier ausschließlich zum Teichmolch gezählt werden können. Auch ein übersehenes Fadenmolch-Vorkommen kann hier, außerhalb des Areals der Art, ausgeschlossen werden. Das Ergebnis (Abb. 18a) ist auch hier eindeutig. Die Larven wurden nur am Ufer und in geringerer Zahl an der Wasseroberfläche gefangen, was wie bei den Larven des Bergmolches als Folge der sinkenden Wasserstände zu sehen ist. Die Wassersäule zwischen Grund und Wasseroberfläche blieb unbesiedelt.

4.7 Teich-/Fadenmolch-Larven (*Lissotriton* sp.)

In den übrigen drei Gewässern waren beide *Lissotriton*-Arten vertreten. Zwar waren zumeist Teichmolche wesentlich häufiger, aber Fadenmolche waren auch anwesend. Da die Larven der beiden Arten nicht unterschieden wurden, werden sie hier auf Gattungsebene analysiert. Nur in zwei Gewässern wurden Larven in statistisch relevanter Zahl gefangen (Abb. 18b-c). Die Ergebnisse sind gleichfalls ziemlich eindeutig. Die weitaus größte Zahl wurde am Ufergrund gefangen. In der Wassersäule oberhalb des Grundes gelangen nur wenige, in den höheren Schichten keine Nachweise. Erst an der Wasseroberfläche wurden wieder Larven gefangen.

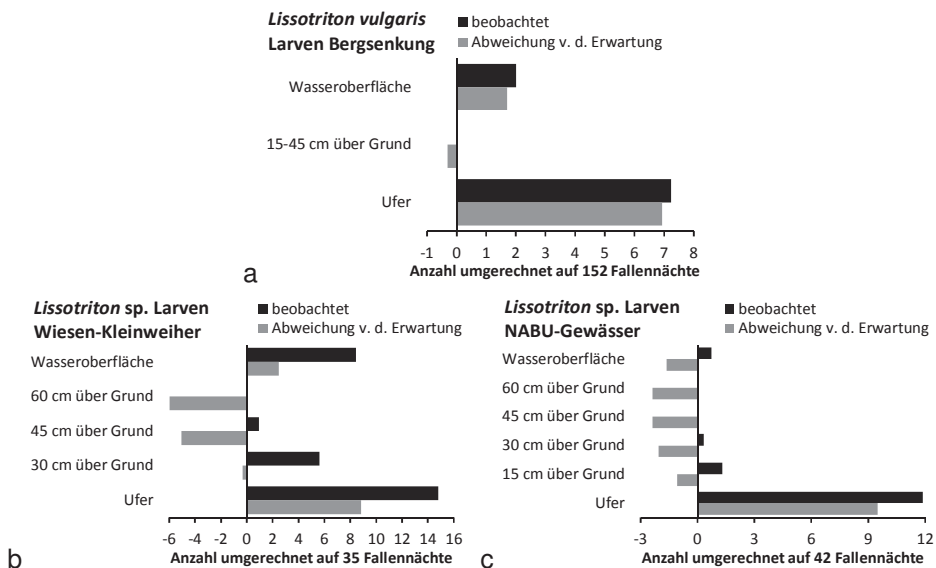


Abb. 18a-c: Verteilung von **Teichmolch-Larven (oben a)** am Ufer, in der Wassersäule und an der Wasseroberfläche in der Bergsenkung: $N = 18$, $n = 9,24$, $\text{Chi}^2 = 3,307\text{E-}37$, $p < 0,001^{***}$ und von **Teich-/Fadenmolch-Larven (unten b-c)** im **Wiesen-Kleinweiher b)** $N = 189$, $n = 29,78$, $\text{Chi}^2 = 6,714\text{E-}05$, $p < 0,001^{***}$ und im **NABU-Artenschutz-Kleinweiher c)** $N = 104$, $n = 14,27$, $\text{Chi}^2 = 8,976\text{E-}09$, $p < 0,001^{***}$. Die schwarzen Säulen zeigen die beobachtete Häufigkeit, die grauen Säulen die Abweichung von einer anzunehmenden Gleichverteilung (nach links bedeutet weniger Fänge als anzunehmen, nach rechts mehr als anzunehmen).

4.8 Zusammenfassende Übersicht über die Ergebnisse

Zur besseren Übersicht haben wir die Analysenergebnisse in Tabelle 5 nochmal vereinfacht zusammengestellt.

Tab. 5: Vereinfachte Übersicht über die Analysen. Wassersäule = alle untersuchten Wassertiefen ohne Wasseroberfläche und Ufer, Wasserkörper = alle Messungen außer am Ufer; Abkürzungen: - = nicht gefangen, + = in geringer Zahl, ++ = in mittlerer Zahl, +++ in großer Zahl gefangen, < = mit steigender Höhe in der Wassersäule sinkende Zahl an Tieren, v = steigende Zahl an Tieren, <> steigend und dann fallend, = = in der Tendenz eher gleichmäßig verteilt; Tests gegen eine Gleichverteilung: Die Signifikanz zeigt, dass die Verteilung von einer Gleichverteilung mit großer Wahrscheinlichkeit verschieden ist: keine Eintragung = $p > 0,1$ nicht signifikant, (*) = $p > 0,05 < 0,1$ nicht signifikant, * = signifikant: $p < 0,05$, ** = hoch signifikant: $p < 0,01$, *** = sehr hoch signifikant: $p < 0,001$. Nicht signifikante Ergebnisse deuten ggf. eine Gleichverteilung an.

Art/Geschlecht/Larven	Gewässer	Ufergrund	Wassersäule	Wasseroberfläche	Signifikanz	
<i>Mesotriton alpestris</i> Bergmolch	Bergsenkung	+++	++	<	+	*
	Wiesen-Kleinweiher	+++	++	<	+	*
	Artenschutz-Kleinweiher	++	++	<	+	
	Bombentrichter	++	+++		+	***
<i>Mesotriton alpestris</i> ♂♂	Bergsenkung	+++	++	<	+	(*)
	Wiesen-Kleinweiher	++	+++	<	-	*
	Artenschutz-Kleinweiher	++	++	<	+	
	Bombentrichter	++	+++		+	***
<i>Mesotriton alpestris</i> ♀♀	Bergsenkung	+++	++	=	+	
	Wiesen-Kleinweiher	+++	+	<	++	
	Artenschutz-Kleinweiher	+++	++	=	+	
	Bombentrichter	++	+++		+	***
<i>Lissotriton vulgaris</i> Teichmolch	Bergsenkung	+	++	>	+++	*
	Wiesen-Kleinweiher	+	+++	<>	+	*
	Artenschutz-Kleinweiher	++	++	<	+	***
	Bombentrichter	+++	++		++	
<i>Lissotriton vulgaris</i> ♂♂	Bergsenkung	++	++	>	+++	*
	Wiesen-Kleinweiher	++	+++	=	++	(*)
	Artenschutz-Kleinweiher	++	++	<	+	***
	Bombentrichter	++	++		++	
<i>Lissotriton vulgaris</i> ♀♀	Bergsenkung	++	++	=	+++	
	Wiesen-Kleinweiher	++	++	<>	++	
	Artenschutz-Kleinweiher	++	++	=	+	
	Bombentrichter	+++	++		++	***
<i>Lissotriton helveticus</i> Fadenmolch	Wiesen-Kleinweiher	+++	+	=	+	
	Artenschutz-Kleinweiher	+++	++	<	-	*
	Bombentrichter	+++	+		++	
<i>Lissotriton helveticus</i> ♂♂	Wiesen-Kleinweiher	+++	++		+	
	Artenschutz-Kleinweiher	++	+++		-	(*)
	Bombentrichter	+++		++		
<i>Lissotriton helveticus</i> ♀♀	Wiesen-Kleinweiher	+++	+		+	
	Artenschutz-Kleinweiher	+++	++		-	
	Bombentrichter	+++		++		
<i>Triturus cristatus</i> Kammolch	Bergsenkung	+++	+++	<	++	
	Wiesen-Kleinweiher	+++	++	>	++	
<i>Triturus cristatus</i> ♂♂	Bergsenkung	++	+++	=	++	
<i>Triturus cristatus</i> ♀♀	Bergsenkung	+++	+++	<	++	
<i>Mesotriton alpestris</i> -Larven	Bergsenkung	+++	-		+	***
	Wiesen-Kleinweiher	+++	+	<	+	*
	Artenschutz-Kleinweiher	+++	+	<	+	***
	Bombentrichter	+++	-		-	*
<i>Lissotriton vulgaris</i> -Larven	Bergsenkung	+++	-		+	***
<i>Lissotriton</i> -Larven	Wiesen-Kleinweiher	+++	+	<	++	***
	Artenschutz-Kleinweiher	+++	+	<	+	***

5 Diskussion

5.1 Daten und Statistik

Da bei sinkendem Wasserstand im Laufe der Untersuchung oft ganze Serien von Wassertiefen oder sogar Standorten (deren Lage nicht verändert wurde) ausfielen, verringerten sich die Stichprobenumfänge oft in erheblichem Maße. Wir haben daher bei der statistischen Analyse auf die jeweils kleinste gemeinsame Stichprobe einer Serie umgerechnet. Damit liegen wir auf der sicheren Seite, müssen aber eine deutliche Verringerung der Grundgesamtheiten in Kauf nehmen, mit der Folge, dass in vielen Fällen die Zahlen für Signifikanztests zu gering waren. Doch wurden auch eine ganze Reihe signifikanter Ergebnisse erzielt. Weitere, vergleichbare Untersuchungen wären in jedem Fall wünschenswert.

Die in einigen Fällen großen Fangzahlen der Molche an der Wasseroberfläche sind eine Folge der sinkenden Wasserstände. Die Wasserführung während der Sommerwochen nahm teilweise dramatisch ab. Somit näherte sich die Wasseroberfläche immer mehr dem Grund und am Ende konnten Fallen oftmals nur noch an der Wasseroberfläche ausgelegt werden.

5.2 Methodik

Der Einsatz einer selbstgebauten Konstruktion zeigt eine von vielen denkbaren Möglichkeiten einer Modifikation der Flaschenreusen (vgl. auch SCHLÜPMANN 2014). Mit der Konstruktion war es möglich, Molche in verschiedenen Wassertiefen zu fangen, um so eventuell präferierte Aufenthaltsorte der Tiere herauszufinden. Wichtig ist, dass die potentielle Fängigkeit einer jeden Reuse grundsätzlich gleich bleibt: Volumen, Öffnungsweite und Trichterform unterscheiden sich untereinander und zu den am Ufer positionierten Fallen nicht. Damit bleiben auch die Ergebnisse aller Reusen vergleichbar. Da die Flaschen überall und kostengünstig verfügbar sind, leicht zu Fallen verarbeitet werden können, die Fallen klein und leicht sind und sich gut transportieren lassen, kann man sie in großer Zahl einsetzen, was die Repräsentativität einer Untersuchung deutlich erhöht. Dabei ist der Einsatz am Ufer (BERGER 2000, SCHLÜPMANN 2007, 2009, 2014), als Schwimmfallen an der Wasseroberfläche (z. B. KUPFER 2001), als Bodenfalle am Gewässergrund möglich (GRIFFITHS 1985, KÜHNEL & RIECK 1988) oder auch in definierten Wassertiefen möglich (GRIFFITHS 1987, LAUFER 2009). Eine Übersicht bietet SCHLÜPMANN (2014). Hier stellt sich aber die Frage nach dem Einfluss der gewählten Fangstelle auf die Fängigkeit.

Der Vergleich von am Ufer positionierten Flaschenfallen mit schwimmenden Eimerreusen (Konstruktion nach ORTMANN unveröff.), deren Öffnungen aus Flaschenköpfen bestehen, zeigt, dass art-, geschlechts- und stadienspezifische Unterschiede hinsichtlich der Fängigkeit bestehen, die mit einer eher benthischen oder teilweise pelagischen Lebensweise zusammenhängen (SCHLÜPMANN 2009,

2014). Diese Untersuchung beleuchtet im Vergleich von Uferfallen, Fallen an der Wasseroberfläche und in verschiedenen Tiefen den Einfluss des gewählten Fallenstandortes. So zeigt sich, dass die Verteilung der Fänge auf die Uferzone, die Wasseroberfläche und verschiedene Wassertiefen teilweise sehr ungleich ist. Für viele Molche (Bergmolch, teilweise Fadenmolch, Teichmolch-Weibchen) und ihre Larven (Bergmolch-, *Lissotriton*-Larven) bestätigt sich die Annahme, dass das Ufer bei Nacht ein bevorzugter Aufenthaltsort ist. Das zeigt auch der Vergleich der Fängigkeit von Flaschenreusen am Ufer mit der schwimmender Eimerfallen durch SCHLÜPMANN (2009, 2014). Erkennbar anders verhalten sich aber Teichmolch-Männchen, die zwar in nicht unerheblicher Zahl auch in der Uferzone, aber teilweise noch häufiger im freien Wasser zwischen Grund und Wasseroberfläche sowie an der Wasseroberfläche gefangen wurden. Auch das bestätigt die Erkenntnisse von SCHLÜPMANN (2009, 2014), nach denen die Tiere vermehrt auch in den schwimmenden Eimerreusen gefangen werden. Diese stärkere Nutzung des gesamten Wasserkörpers durch pelagisches Verhalten deutet sich auch beim Kammolch, insbesondere deren Männchen, an. Da im Falle der Bergsenkung der Stichprobenumfang beim Kammolch nicht zu gering war, zeigt sich in der fehlenden Signifikanz der Verteilung im Vergleich zu einer Gleichverteilung genau dieser Aspekt.

Damit lässt sich für Untersuchungen schlussfolgern, dass Reusen am Ufergrund sinnvoll und notwendig sind, da damit in jedem Fall die größten Zahlen bei fast allen Molchen sowie den Larven der kleinen Molche zu erzielen sind. Zugleich aber sind für Untersuchungen, bei denen es auf eine möglichst große Repräsentativität ankommt, und bei denen Teichmolche und Kammolche zu erfassen sind, nach Möglichkeit auch schwimmende Fallen im tieferen Wasser einzusetzen. Die Empfehlung von SCHLÜPMANN (2007, 2009) einer Kombination von Flaschenfallen am Ufer und Eimerfallen im freien Wasser wird damit bestätigt.

5.3 Verhalten und Aufenthalt

Die Wahrscheinlichkeit für die Tiere in eine Falle zu geraten, ist umso größer, je mehr sie aktiv umherschwimmen. GRIFFITHS (1985) konnte diesen Zusammenhang bei seinen Untersuchungen mit Teich- und Fadenmolchen bestätigen. Hier ist daher nach den Verhaltensweisen zu fragen, die die Aktivität und den Aufenthaltsort der Tiere bestimmen.

Benthal und Litoral

Die von uns in vielen Fällen festgestellte Präferenz sowohl für das Benthos als auch für das Ufer entspricht allgemeinen Erfahrungen der Herpetofaunisten, nach denen sich Molche vor allem bei Nacht bevorzugt in Uferbereichen und am Grund beobachten lassen (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Während der Laichzeit suchen die Molche hier ständig nach Nahrung, was für beide Geschlechter gleichermaßen gilt. Im besonderen Maße ist das bei den überwiegend benthisch

lebenden Berg- und Fadenmolchen zu beobachten. Für den Bergmolch beschreiben RIMPP & FRITZ (2007) treffend das Verhalten mit dem überwiegenden Aufenthalt am Grund.

Auch das Balz- und Paarungsverhalten vollzieht sich zum größten Teil am Grund. So verfolgen die Männchen aller Arten, wenn sie nicht gerade Nahrung suchen, ständig die Weibchen und zeigen das typische Balzverhalten. Die Balz vollzieht sich, wenn auch nicht ausschließlich, am Gewässergrund (eigene Beobachtungen, PRECHTL 1951, HALLIDAY 1977, GROSSE 1994 u. a.). Die Art der Befruchtung über eine vom Männchen auf den Boden abgelegte Spermatophore erfordert einen festen Untergrund. Die so bedingte verstärkte Aktivität am Grund erklärt auch die oft größere Fängigkeit der am Grund liegenden und nahe dem Grund positionierten Fallen.

Die Weibchen aller vier Molcharten bevorzugen submerse Vegetation oder submerse Teile von semiaquatischen Pflanzen für die Eiablage (u. a. HEUSSER 1961, FELDMANN et al. 1981, MIAUD 1993, SCHLÜPMANN et al. 1996, KUPFER 1996, VON BÜLOW 2001, RIMPP & FRITZ 2007, RIMPP 2007a, b, BLIESENER 2010). Somit spielt die Verteilung der Vegetation eine große Bedeutung für den Aufenthalt der Weibchen. Wo sich viele Weibchen wegen der Eiablage aufhalten, da sind auch paarungswillige Männchen zu finden (VERRELL & MCCABE 1988). Dabei gibt es durchaus artspezifische Präferenzen für ein bestimmtes Substrat zur Eiablage (MIAUD 1995), doch im Zweifel nehmen sie alle erdenklichen, passenden Pflanzenteile und Falllaub (MARTENS 1987, eigene Beobachtungen). Vegetation in großer Dichte finden sie vor allem in den Uferbereichen und am seichten Grund. Hier vollzieht sich demnach ein guter Teil der Eiablage. Auch dies erklärt demnach die bei einigen Molchen festgestellte Präferenz der Uferzone und der grundnahen Bereiche.

Die Präferenz für das seichte Ufer bringt neben dem oft reichen Pflanzenwuchs für die Eiablage einige weitere evolutive Vorteile: 1. hier sind weniger große Fressfeinde, vor allem Fische zu finden, 2. die Vegetation im Uferbereich (soweit vorhanden) dient als Deckung vor Feinden, 3. das Wasser erwärmt sich schneller und die Entwicklung der Embryonen und Larven wird somit begünstigt, 4. das Nahrungsangebot ist hier für Adulte und Larven in der Regel hervorragend und 5. Sauerstoffdefizite, wie sie in tieferen Zonen detritusreicher, zur Faulschlamm-bildung neigender Gewässer auftreten können, sind hier wesentlich seltener. Allerdings droht im Uferbereich auch mehr Gefahr von Vögeln, was die Präferenz der Ufer während der Nacht erklären könnte.

Pelagial

Doch bevorzugen nicht alle Arten und Geschlechter die Uferzone. Insbesondere beim Teichmolch fanden wir eine abweichende Verteilung. Die zentraleren Bereiche des Wasserkörpers werden von dieser Art deutlich stärker genutzt. Wenn auch die Weibchen in der Uferzone am häufigsten waren, so sind sie dennoch in den verschiedenen Wassertiefen und an der Wasseroberfläche stark vertreten.

Noch mehr gilt das für die Männchen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen bereits DOLMEN (1983), GRIFFITH (1987) und STOLL (2002 nach RIMPP 2007c). Ein Grund dafür ist die Nahrungswahl. DOLMEN & KOKSVIK (1983) stellten einen direkten Zusammenhang zwischen dem Aufenthaltsort und der Nahrung fest. Adulte Teichmolche ernähren sich häufiger von Beutetieren, die sich im offenen Wasser befinden (auch eigene Beobachtungen) und seltener von Beutetieren, die sich nahe dem Gewässergrund aufhalten (VERRELL 1985, GRIFFITHS 1986). Allerdings sind auch Fadenmolche in der Lage freischwimmende Kleinkrebse erfolgreich und regelmäßig zu jagen (FELDMANN et al. 1981, GRIFFITHS 1986, SCHLÜPMANN et al. 1996), so dass hier gewässerbedingte Unterschiede des Beutespektrums Einfluss auf die Verteilung nehmen dürften.

Auch beim Kammmolch zeigt sich teilweise eine stärkere Nutzung der zentralen Bereiche des Gewässers. DOLMEN (1983) fand dagegen eine stärker bodengebundene Lebensweise der Kammmolche. Nach GRIFFITHS & MYLOTTE (1987) und DOLMEN (1988) sind Kammmolche vor allem während der Laichsaison stärker an den Boden tieferer Wasserzonen gebunden, während im Sommer die Tiere auch verstärkt am Ufer zu finden sind und dann keine Bevorzugung tieferer Zonen festzustellen ist.

Dass Molche aller Arten auch in den oberen Gewässerbereichen gefangen werden, ist natürlich auch eine Folge des Luftholens an der Wasseroberfläche. Die Molche schwimmen oft sehr zielstrebig an die Wasseroberfläche, wodurch sie durchaus auch in die etwas schräg nach unten positionierten Reusen gelangen können. Die Wasseroberfläche verlassen sie nach dem Luftschnappen zumeist wieder sehr rasch. Nachdem sie nach dem ersten Schwung der Abwärtsbewegung abgebremst werden, schwimmen sie manchmal von hier aus in der Horizontalen oder Schrägen (eigene Beobachtungen), bevor sie den Grund erreichen und können so in die Reusen gelangen.

Molchlarven (*Mesotriton alpestris*, *Lissotriton* sp.)

Sowohl Larven des Bergmolches, des Teichmolches als auch der Teich-/Fadenmolch-Larven, die bei gemeinsamen Vorkommen nicht unterschieden wurden, sind am häufigsten am Ufer und nahe dem Gewässergrund gefangen worden. In den anderen Bereichen des Wasserkörpers, in höheren Schichten oder an der Wasseroberfläche, waren die Larven in einigen Gewässern selten, in anderen Gewässern nie in den Fallen. Dies findet seine Bestätigung in der realen Verteilung in den Gewässerkompartimenten. Ähnliche Ergebnisse bezüglich der Aufenthaltsorte erzielten auch DOLMEN (1983), BRAZ & JOLY (1994), BUSCHENDORF & GÜNTHER (1996) sowie STOLL (2002 zit. nach RIMPP 2007c).

Bereits HIMSTEDT (1967) fand für die Larven dieser Arten in Versuchsbehältern einen überwiegend bodengebundenen Aufenthalt und bezeichnet die Larven von Berg-, Teich- und Fadenmolchen als dem „Benthon-Tümpel-Typ“ angehörend und von dem „Nekton-Tümpel-Typ“ des Kammmolches gut zu unterscheiden. Die benthischen Larven zeigen flache Rücken- und Schwanzsäume und

vergleichsweise kurze Beine und Zehen. Sie sind daher morphologisch für ein Leben in dichter Vegetation des Ufers und des Grundes sowie am detritusreichen Grund bestens angepasst und können sich hier vor Fraßfeinden verbergen.

Als einen weiteren Grund führen DOLMEN & KOKSVIK (1983) und BRAZ & JOLY (1994) die überwiegende Ernährung der Teich- bzw. Berg- und Fadenmolch-Larven von kleinen Krebstieren am Gewässergrund auf. Ob dies allerdings Ursache oder Wirkung ist sei dahingestellt.

5.4 Konkurrenz und Einnischung

Bezüglich der Aufenthaltsorte in den unterschiedlichen Bereichen des Wasserkörpers konnten – durchaus erwartungsgemäß – deutliche Überschneidungen festgestellt werden.

Die Untersuchungen werfen daher auch ein Licht auf die Konkurrenz um Ressourcen von Raum und Nahrung. Schon die teilweise sehr hohen Dichten im Gewässer (vgl. GLANDT 1982, SCHLÜPMANN 2013) zeigen, dass sich die Tiere verschiedener Molcharten oft nicht aus dem Weg gehen können und die Konkurrenz um Ressourcen in Kleingewässern daher beträchtlich ist. Wenn Molche dennoch regelmäßig in großer Dichte gemeinsam vorkommen, so zeigt das auch, dass sie sehr gut bezüglich des Raumes und der Nutzung der Ressourcen im Laichgewässer koexistieren können (vgl. etwa GRIFFITHS 1986, 1987).

Unterschiede in den Präferenzen bestimmter Gewässerkompartimente sind allerdings erkennbar. So sind besonders Teichmolche, z. T. auch Kammmolche, mehr in Freiwasserbereichen zu finden als die stärker bodengebundenen Berg- und Fadenmolche. Wie aus anderen Untersuchungen deutlich wird, nutzen sie hier teilweise auch abweichende Nahrungsressourcen (s. o.). Es scheint also durchaus Verhaltensweisen, wie z. B. die Ernährung, zu geben, durch die Konkurrenz verringert wird. Allerdings bleibt zweifelsohne eine mehr als erhebliche Überlappung und die Einnischung scheint sehr gering zu sein (BLIESENER 2010). Das gilt auch für die Larven der drei kleinen Molcharten.

Ein auffallender Unterschied in der Morphologie zwischen den eher benthischen und uferbezogenen Berg- und Fadenmolchen und den eher im freien Wasser, und dort zumindest teilweise pelagisch lebenden Teich- und Kammmolchen zeigt sich beim Prachtkleid der Männchen und dürfte dieser Präferenz von Gewässerkompartimenten entsprechen: Berg- und Fadenmolch-Männchen haben nur einen flachen Saum, während die Männchen der beiden anderen Arten hohe Kämme besitzen, die in strukturreichen Boden- und Uferzonen eher hinderlich sein dürften und dort bei der Balz auch weniger zu Geltung kommen würden.

5.5 Individualität der Gewässer

In den meisten Gewässern zeigen die Molche eine durchaus vergleichbare räumliche Verteilung. In einzelnen Fällen kann sie aber auch deutlich abweichen. Das kann mit dem Typ und der Struktur des Gewässers zusammenhängen. Auffallend ist z. B., dass im Bombentrichter bei den Bergmolchen keine Präferenz für die Uferzone zu erkennen ist. Tatsächlich ist das dicht besiedelte kleine Gewässer über einer meterdicken Faulschlamm- und Falllaubabschicht ausgesprochen flach und zeigt auch kaum eine ausgeprägte Uferzone (Abb. 19). Die Bergmolche verteilen sich hier über den gesamten Wasserkörper und präferieren abweichend von den anderen Gewässern eher die zentralen Bereiche des Gewässers.

Auch in der sehr strukturreichen Bergsenkung zeigen sich einige Abweichungen. So sind Teichmolche hier auffallend häufig an der Wasseroberfläche gefangen worden, was zum einen auf die dichte submerse Vegetation, zum anderen aber auch auf die stark fallenden Wasserstände zurückzuführen ist (Abb. 20).



Abb. 19: Die im Bombentrichter ohnehin über einer meterdicken Faulschlamm- und Falllaubabschicht nur noch sehr flache Wassersäule war im Sommer (12.07.2010) gänzlich geschrumpft. Unterschiede zwischen Ufer und Gewässerzentrum haben sich gänzlich aufgelöst. Foto: J. Bliesener.

Auf gewässerstrukturbedingte Unterschiede in der Verteilung von Teichmolchen macht auch GRIFFITHS (1987) aufmerksam und sie zeigen sich sehr deutlich in der Untersuchung von Molchlarven unterschiedlicher Habitatstrukturen durch SZYMURA (1974). Auch BLIESENER (2010) untersuchte und fand Unterschiede in

der horizontalen Verteilung der Tiere, doch konnten wir hier nicht alle Aspekte dieser Arbeit darstellen.

Für die Methodik des Fallenfangs ergibt sich hieraus die Notwendigkeit und Forderung nach einer repräsentativen Verteilung der Fallen. Mit dem Einsatz einzelner oder weniger Fallen ist sie nicht zu erreichen.



Abb. 20: Die Bergsenkung zu Beginn der Untersuchung (29.03.2010). Zwischen dem Röhricht steht überall noch Wasser. Später fielen weite Bereiche trocken. Die dichte Vegetation bietet den Tieren überall gute Deckung, so dass sie sich nicht unbedingt auf den Grund zurückziehen müssen. Foto: J. Bliesener.

Danksagung

Die Erstautorin dankt der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet (BSWR) für die Möglichkeit die Arbeit durchführen zu können und deren Unterstützung. Der Unteren Landschaftsbehörde der Stadt Oberhausen danken wir für die landschaftsrechtliche Befreiung, MICHAEL HERBRECHT vom Landesbetrieb Wald und Holz für die Genehmigung, die Flächen in und am Hiesfelder Wald betreten zu dürfen. Wir danken Dr. ANDREAS KRONSHAGE (Recke) und Dr. DIETER GLANDT (Ochtrup) für die Durchsicht des Manuskripts und die wertvollen Anmerkungen.

Literatur

- ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (Hrsg.) (2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti).
- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen **6**: 111-116.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Bonn (Kilda-Verlag), 150 S.
- BLIESENER, J. (2010): Zeit- und räumliches Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven in einigen ausgewählten stehenden Gewässern. – Diplomarbeit, Universität Düsseldorf, Fachbereich Biologie.
- BRAZ, E. & P. JOLY (1994): Micro-habitat use, resource partitioning and ecological succession in a size-structured guild of newt larvae (g. *Triturus*, Caudata, Amphibia). – Archiv für Hydrobiologie **131**: 129-139.
- BUSCHENDORF, J. & R. GÜNTHER (1996): 6.7. Teichmolch – *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (G. Fischer), 174-198.
- DOLMEN, D. (1983): Diel Rhythms and Microhabitat Preference of the Newts *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* at the Northern Border of their Distribution Area. – Journal of Herpetology **17**: 23-31.
- DOLMEN, D. (1988): Co-existence and niche segregation in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti). – Amphibia-Reptilia **9**: 365-374.
- DOLMEN, D. & J. I. KOKSVIK (1983): Food and feeding habits of *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) (Amphibia) in two bog tarns in central Norway. – Amphibia-Reptilia **4**: 17-24.
- FELDMANN, R. (1968): Bestandsaufnahmen an Laichgewässern der vier südwestfälischen Molch-Arten. – Dortmunder Beiträge zur Landeskunde. Naturwissenschaftliche Mitteilungen: 21-30.
- FELDMANN, R. (1978): Ergebnisse vierzehnjähriger quantitativer Bestandskontrollen an *Triturus*-Laichplätzen in Westfalen. – Salamandra **14**: 126-146.
- FELDMANN, R. (Hrsg.) (1981): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster **43** (4).
- FELDMANN, R., BELZ, A. & M. SCHLÜPMANN (1981): 4. Fadenmolch – *Triturus h. helveticus* (Razoumowsky, 1789). In: FELDMANN, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster **43** (4): 58-62.
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandridae). – Amphibia-Reptilia **4**: 317-326.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. – Wiebelsheim (Quelle und Meyer).
- GRIFFITHS, R. A. (1984): Seasonal behavior and intrahabitat movements in an urban population of Smooth newts, *Triturus vulgaris* (Amphibia: Salamandridae). – Journal of Zoology **203**: 241-251.
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behavior in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. – Herpetological Journal **1**: 5-10.
- GRIFFITHS, R. A. (1986): Feeding niche overlap and food selection in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*, at a pond in Mid-Wales. – Journal of Animal Ecology **55**: 201-214.

- GRIFFITHS, R. A. (1987): Microhabitat and seasonal niche dynamics of Smooth and Palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus* at a pond in mid-Wales. – *Journal of Animal Ecology* **56**: 441-451.
- GRIFFITHS, R. A. & V. J. MYLOTTE (1987): Microhabitat selection and feeding relations of smooth and warty newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*, at an upland pond in mid-Wales. – *Holarctic Ecology* **10**(1): 1-7.
- GROSSE, W.-R. (1994): Zur Aktivität und Entwicklung des Kammolches, *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). – In: BISCHOFF, W., BÖHME, W. & I. BÖTTCHER (Hrsg.): Sonderband anlässlich des Symposiums 21.-24. Januar 1993 in Magdeburg zum 50. Todestag von Willy Wolterstorff „Ökologie und Stammesgeschichte der Schwanzlurche“. – Abhandlungen u. Berichte für Naturkunde Magdeburg **17**: 185-192.
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (G. Fischer): 825 S.
- HALLIDAY, T. R. (1977): The courtship of European newts: an evolutionary perspective. In: TAYLOR, D. H. & S. I. GUTTMAN, (Eds.) *Reproductive Biology of Amphibians*. Plenum, New York, pp 185-232.
- HEUSSER, H. (1961): Die Bedeutung der äusseren Situation im Verhalten einiger Amphibien. – *Revue Suisse de Zoologie* **68**(1): 1-39.
- HIMSTEDT, W. (1967): Experimentelle Analyse der optischen Sinnesleistungen im Beutefangverhalten der einheimischen Urodelen. – *Zoologisches Jahrbuch Physiologie* **73**: 281-320.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 133-139.
- KUPFER, A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. – Diplomarbeit Universität Bonn.
- KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? Eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch. – *Rana*, Sonderheft **4**: 137-144.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 291-304.
- MARTENS, A. (1987): Heutige Bedeutung wassergefüllter Bombenrichter für die Amphibien großstädtischer Ballungsräume. – *Natur und Landschaft* **62**: 24-28.
- MIAUD, C. (1993): Predation on newt eggs (*Triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of oviposition behavior. – *Journal of Zoology* **231**: 575-582.
- MIAUD, C. (1995): Oviposition site selection in three species of European Newts (Salamandridae) genus *Triturus*. – *Amphibia-Reptilia* **16**: 265-272.
- MONKA, M. & W. VOSS (2002): *Statistik am PC. Lösungen mit Excel*. 3., überarbeitete und aktualisierte Auflage. – München, Wien (Hanser).
- ORTMANN, D. (o. J.): *Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen*. – Manuskript, unveröff.
- PARDEY, A., CHRISTMANN, K.-H., FELDMANN, R., GLANDT, D. & SCHLÜPMANN, M. (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. – In: PARDEY, A. & B. TENBERGEN (Hrsg.): *Kleingewässer in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Kulturge-schichte, Ökologie, Flora und Fauna stehender Gewässer*. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **67** (3): 9-44.
- PRECHTL, H. F. R. (1951): Zur Paarungsbiologie einiger Molcharten. – *Zeitschrift für Tierpsychologie* **8**: 337-348.

- RIMPP, K. (2007a): Kammolch *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 207-222.
- RIMPP, K. (2007b): Fadenmolch *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1768). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 223-236.
- RIMPP, K. (2007c): Teichmolch *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 237-252.
- RIMPP, K. & K. FRITZ (2007): Bergmolch *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 191-206.
- SCHLÜPMANN, M. (2007): Erfahrungen mit dem Einsatz von Reusenfallen. – Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen **32**: 8-18. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr32_Mai2007.pdf.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. (2013): Populationsparameter und Dichte der Molche (Gattungen *Mesotriton* und *Lissotriton*; Amphibia: Salamandridae) in stehenden Kleingewässern des Nordwestsauerlandes – ein Beitrag auch zum Kescherfang von Molchen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **75**: 123-150.
- SCHLÜPMANN, M. (2014): Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 117-160.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.
- SCHLÜPMANN, M., GÜNTHER, R. & A. GEIGER (1996): 6.6. Fadenmolch – *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (G. Fischer), 143-174.
- SZYMURA, J. M. (1974): A competitive situation in the larvae of four sympatric species of newts (*Triturus cristatus*, *T. alpestris*, *T. montandoni* and *T. vulgaris*) living in Poland. – Acta Biologica Cracoviensa, Ser. Zool. **17**: 235-262.
- VEITH, M. (1996a): Bergmolch – *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). – In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. – Landau (GNOR-Eigenverlag): 83-96.
- VEITH, M. (1996b): Kammolch – *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). – In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. – Landau (GNOR-Eigenverlag): 97-110.
- VEITH, M. (1996c): Fadenmolch – *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789). – In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. – Landau (GNOR-Eigenverlag): 111-126.
- VEITH, M. (1996d): Teichmolch – *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758). – In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. – Landau (GNOR-Eigenverlag): 127-140.
- VERRELL, P. A. (1985): Feeding in adult smooth newts (*Triturus vulgaris*), with particular emphasis on prey changes in the aquatic phase. – Amphibia-Reptilia **6**: 133-136.

VERRELL, P. & N. MCCABE (1988): Field observations of the sexual behavior of the smooth newt, *Triturus vulgaris vulgaris* (Amphibia: Salamandridae). – Journal of Zoology **214**: 533-545.

VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. – Rana, Sonderheft **4**: 145-162.

Anschriften der Verfasser:

Julia Bliesener
Pferdebrink 9
45357 Essen

E-Mail: Julia.Bliesener@t-online.de

Martin Schlüpmann
Biologische Station Westliches Ruhrgebiet e. V.
Ripshorster Straße 306
46117 Oberhausen

E-Mail: martin.schluepmann@bswr.de

priv.: Hierseier Weg 18
58119 Hagen

E-Mail: herpetofauna@ish.de

Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln

Martin Schlüpmann (Oberhausen/Hagen)

Zusammenfassung

Das Monitoring erfordert an eine Fangmethode ein hohes Maß an Standardisierung, eine langfristige Wiederholbarkeit und beim Einsatz ein großes Maß an Repräsentativität. Fallenfangmethoden können dies erfüllen, wenn die Fallen auch zukünftig verfügbar sind und wenn nicht zu wenige in einem Gewässer ausgelegt werden. Reusenfallen aus Plastikflaschen (einschließlich der Eimerfallen) sind einfach herzustellen, unvergleichlich billig und langfristig verfügbar. Sie sind weltweit erprobt. Zahlreiche Varianten sind einfach zu konstruieren und erlauben auch sehr spezielle Untersuchungen. Bau und Einsatz der Fallen werden beschrieben.

Der Vergleich der Fängigkeit von Flaschenreusen am Ufer und schwimmenden Eimerreusen zeigt zunächst eine weitaus größere Fängigkeit der Flaschenreusen-Öffnungen. Dies bestätigt sich bei den meisten Molchen, Molchlarven und Kaulquappen. Arten, Geschlechter und Larven, die aufgrund ihrer Lebensweise und räumlichen Einnischung eher in Eimerreusen gefangen werden, sind Teichmolch- und Kammolch-Männchen sowie Kammolch-Larven. Dies erfordert für eine bessere Repräsentativität den kombinierten Einsatz beider Fallentypen. Auch für das Kammolch-Monitoring ist der Einsatz von Eimerreusen unverzichtbar.

Die ermittelten Aktivitätsdichten sind für Vergleiche ökologischer Gilden (Molche, Schwanzlurch-Larven, Kaulquappen), räumliche Vergleiche und die Darstellung zeitlicher Entwicklungen geeignete Indikatoren.

Schlüsselbegriffe: Monitoring, Fangmethodik, Flaschenreusen, Eimerreusen, Fängigkeit, Selektivität des Fangs, Molche, Molchlarven: *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Triturus cristatus*, Kaulquappen: *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana arvalis*, *Pelophylax* sp., Aktivitätsdichten

Summary

Studies and monitoring of amphibians with funnel traps made of simple accessories

The monitoring of amphibian populations requires a trapping method with a high degree of standardization, long-term repeatability and a high degree of representativeness in use. Trapping methods can accomplish this, if the traps are also available in the future and if not only a few traps are placed in a pond. Funnel traps in the form of plastic bottles (including the bucket traps) are easy to build, very cheap and available long term. They are tested worldwide. Numerous variations are simple to construct and allow very specific studies. Construction and use of the traps are described.

A comparison of the catch rate of bottle funnel traps positioned on the bank and floating bucket funnel traps shows a far greater catch rate for bottle traps. This is confirmed in most newts, newt larvae and tadpoles. Because of their lifestyle and ecological niches, males of smooth and crested newt and larvae of crested newt are more likely to be caught in bucket funnel traps. For a better representativeness of trapping the combined use of both types of funnel trap is required. Also for crested newt monitoring, the use of bucket funnel traps is essential.

The measured activity densities allow comparisons of ecological guilds (newts, salamander larvae and tadpoles), spatial comparisons and a representation of temporal trends of populations.

Key words: monitoring, catching methods, bottle funnel traps, bucket funnel traps, catchability, selectivity of catch, newts, newt larvae: *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Triturus cristatus*, tadpoles: *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana arvalis*, *Pelophylax* sp., activity densities.

Einleitung

Während die Verbreitung gut und die Habitate der Amphibien in Mitteleuropa einigermaßen bekannt sein dürften, kommt es zunehmend darauf an, die Bestandsentwicklung zu erfassen und zu dokumentieren. Das ist eigentlich bereits seit den 1970er Jahren eine erklärte Zielsetzung herpetofaunistischer Forschung und des Naturschutzes. Rote Listen werden, seit FELDMANN (1976) eine solche für Westfalen und BLAB et al. (1977) für Westdeutschland vorlegten, in regelmäßigen Abständen erarbeitet und veröffentlicht. Auch fordert der gesetzliche Artenschutz, insbesondere die FFH-Richtlinie der Europäischen Union, eine regelmäßige Beurteilung des Erhaltungszustandes der geschützten Arten.

Das wichtigste Kriterium ist in allen Fällen die Bestandsentwicklung. Hier sind daher reale absolute, oder doch wenigstens relative Zahlen in zeitlicher Abfolge notwendig, um den Status der Arten zu bewerten. Trotz solcher Ziele und Forderungen liegen fundierte quantitative Datenreihen heimischer Amphibien kaum vor. Die Einschätzungen des Gefährdungsstatus, aber auch des Erhaltungszustandes bleiben so allgemeine, bestenfalls gute Einschätzungen von Experten (vgl. SCHLÜPMANN et al. 1999, 2011). Das Monitoring von Amphibienarten steckt demnach in vielen Fällen in den Kinderschuhen. Das wird sich auch nur wenig ändern, da relevante Daten über einen längeren Zeitraum bis heute fast nur von engagierten ehrenamtlichen Arbeitskreisen erarbeitet werden und seitens der Behörden nur wenig Bereitschaft besteht, Personal und Gelder für ein Monitoring bereitzustellen. Speziell das Europarecht mit seinen unabweisbaren Forderungen scheint aber eine leichte Änderung der unbefriedigenden Situation zu bewirken, und zumindest teilweise hat in den Bundesländern ein Monitoring begonnen.

Vorerst beschränkt sich das Monitoring weitgehend auf Arten, die in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie genannt werden, womit viele Arten, darunter sogar stark gefährdete unbeachtet bleiben. Daraus ergibt sich meines Erachtens die Forderung, im Zuge des Monitorings nicht nur die Zielarten (z. B. den Kammolch), sondern grundsätzlich auch die „Beifänge“ (alle Molcharten und Amphibienlarven) zu protokollieren.

Die methodischen Grundlagen der Monitoringprogramme sind, dem Föderalismus geschuldet, leider uneinheitlich oder erscheinen oft wenig praktikabel. Die fehlende fachliche Basis und die länderspezifischen Unterschiede lassen das Monitoring in Deutschland wie unkoordinierte Versuchsreihen erscheinen.

Zumindest in Fachkreisen besteht sicher Einigkeit darin, dass für die Erfassung von Molchen – insbesondere Kammolchen – Fallenfang das praktikabelste Mittel der Wahl ist.

Teil I

Einfache Reusenfallen

Auf die Bedeutung von Flaschen- und Eimerreusen, ihre Konstruktion, ihren Einsatz und die zu erzielenden Ergebnisse bin ich bereits an anderer Stelle eingegangen, so dass ich hier auch auf die beiden Publikationen verweisen möchte (SCHLÜPMANN 2007, 2009).

Kunststoffflaschen aus PET (Polyethylenterephthalat) wurden in den 1960er Jahren entwickelt (<http://de.wikipedia.org/wiki/PET-Flasche>) und sind seit vielen Jahren weltweit im Getränkehandel verbreitet. Flaschenreusen aus solchen PET-Flaschen werden vor allem seit den 1980er Jahren weltweit bei der Erfassung von Amphibien (und Wasserinsekten) eingesetzt (vgl. z. B. CALEF 1973, GRIFFITHS 1985, KÜHNEL & RIECK 1988, FASOLA & CANOVA 1992, RICHTER 1995, GRIFFITHS et al. 1996, BERGER 2000, KUPFER 2001, SPARLING et al. 2001, WILLSON & DORCAS 2003, KOLOZSVARY 2003, CRESSWELL & WHITWORTH 2004, KARLSSON 2004, MICACCHION 2004, HALLIDAY 2006, BRIGGS et al. 2006, GONSCHORREK 2011, 2013). Dabei werden immer wieder auch Varianten wie schwimmende Flaschenreusen (z. B. KUPFER 2001) oder abweichende Konstruktionen (z. B. JEHLE et al. 2000, SPARLING et al. 2001, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014) entwickelt und verwendet. Auch die schwimmenden Eimerreusen (ORTMANN unveröff., SCHLÜPMANN 2007, 2009, WEINBERG & DALBECK 2009, GONSCHORREK 2011, 2014) und die Acrylglas-Reusenfallen (LÜSCHER & ALTHAUS 2009) kann man wegen ihrer Reusenöffnungen aus Flaschenköpfen zu dieser Fallenfamilie zählen. Damit dürfte die Flaschenreuse weltweit die am häufigsten verwendete Fallenfang-Methode in der Amphibienerfassung sein.

1 Flaschenreusen

Verwendet werden jeweils zwei 1,5 L-Flaschen, wegen der besseren Stabilität werden Pfandflaschen bevorzugt: Eine wird ca. 1-2 cm unterhalb der Verjüngung geköpft, der Kopf wird als Reuse verwendet, der verbleibende Torso und der Flaschendeckel werden entsorgt. Die zweite Flasche wird oberhalb des Fußes abgeschnitten, der Torso mit Kopf und Deckel wird als Fallenkörper verwendet, der Fuß entsorgt. Der Flaschenkopf der ersten wird als Reuse in die Fußöffnung der zweiten Flasche gesteckt. Verbunden werden beide z. B. mittels Blumendraht oder Kabelbinder über je drei lagegleiche, übereinanderliegende Bohrungen in Flaschentorso und Kopf. Über das mit dem Schraubdeckel geschlossene Ende des Flaschenkörpers kann der Flascheninhalt, der Fang, geleert werden (Abb. 1a-b).

Die Abmessungen der Fallen aus 1,5 L-Pfandflaschen sehen wie folgt aus: **Länge** (je nach Schnitt leicht variierend): ca. 31 cm; **Breite**, Durchmesser außen: 9,6 cm, innen: 9,4 cm; **Reusenöffnung außen**: Durchmesser: 8,5 cm, Flä-

che: ca. 56,7 cm²; **Reusenöffnung innen** und **Ausguss**: Durchmesser: 2,0 cm, Fläche: 3,14 cm²

Im Prinzip ist auch die Verwendung kleinerer und größerer Flaschen (1 oder 2 L-Flaschen) möglich. 1 L-Flaschen haben den Nachteil eines geringen Innenvolumens, so dass ich eher davon abraten würde. 2 L-Flaschen sind zumindest in Deutschland nur wenig im Handel und zumeist nicht als stabile Pfandflaschen erhältlich. Da die Durchmesser der Reusenöffnungen je nach Volumen variieren würde ich aus Gründen der Vereinheitlichung dafür plädieren grundsätzlich 1,5 L-Flaschen zu verwenden.

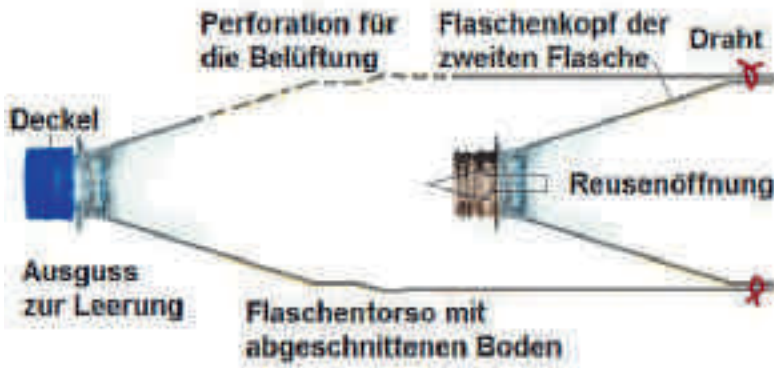


Abb. 1a-b: Bauprinzip einer Flaschenreuse für den Einsatz am Ufer, gebaut aus zwei Plastik-Pfandflaschen. a: Schema. Zeichnung: M. Schlüpmann; b: eine reale Ausfertigung. Foto: M. Schlüpmann.

Gelegentlich werden auch Varianten eingesetzt, die einen langen Flaschenkörper, in den dann von beiden Seiten Flaschenköpfe ragen, voraussetzen (z. B. KOLOZSVARY 2003). Hier verringert sich aber das innere Volumen und das Luftvolumen oder ein ausreichender Luftkontakt fehlt dann. Bei einer kurzzeitigen Positionierung unter Wasser bzw. regelmäßigen Kontrollen (alle 2-4 Stunden) mag das akzeptabel sein, nicht aber bei längerer Positionierung. Ich würde daher von dieser Variante abraten.

1.1 Ufergrundfalle

Der Flaschenkörper wird mindestens auf einer Seite am hinteren Ende (im oberen Drittel der Flasche) perforiert (Abb. 1). Damit wird ein Kontakt zur Luft ermöglicht. Die Flasche wird im flachen Wasser am Ufer positioniert. Dabei muss die perforierte Seite am „Ende“ in die Luft reichen (Abb. 2-3).

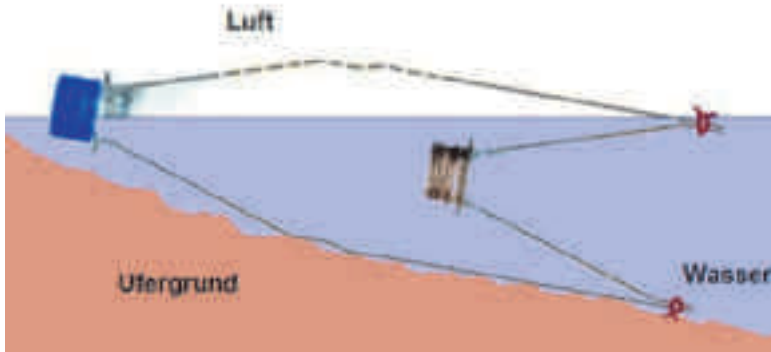


Abb. 2: Die Positionierung am Ufer ermöglicht über die Perforation einen Kontakt mit der Luft und gewährleistet die Sauerstoffversorgung der Tiere. Die Flasche sollte mittels ein bis drei Blumenhölzchen oder in der Vegetation fest fixiert werden. Zeichnung: M. Schlüpmann.

Die Flaschen müssen am Ufer so aufgestellt werden, dass sie nicht abtreiben oder abrollen. Außerdem ist zu gewährleisten, dass ihr perforiertes Ende aus dem Wasser ragt. Das erreicht man am besten und häufigsten, indem man es auf dem Uferboden oder auf Pflanzen auflagert (Abb. 4a). Bei Bedarf kann man den Flaschenkopf auch auf ein aus Blumenhölzchen gebildetes Kreuz legen (Abb. 4b). Das ist aber nur selten erforderlich. Die Öffnung sollte dagegen möglichst ganz, mindestens aber zu Dreiviertel, die innere Öffnung in jedem Fall ganz unter Wasser liegen. Hier wird die Flasche auch mittels zwei Blumenhölzchen am Grund fixiert. Die Hölzchen werden dabei leicht gebogen, an die Flaschenwand gedrückt und in den Grund gesteckt. Durch das Biegen liegen sie anschließend fest gespannt an der Flaschenwand. Ein weiteres Hölzchen kann man bei unsicherer Lage ggf. noch schräg vor der Öffnung in den Boden stecken. Eine sichere Lage kann man in dichter Vegetation (z. B. zwischen Binsen) manchmal auch ohne Blumenhölzchen erreichen. Nach meiner Erfahrung sollte man im Schnitt zwei Blumenhölzchen je Falle einplanen. Alternativ besteht die Möglichkeit, ein Hölzchen durch gegenüberliegende vorgefertigte Bohrungen an der Auslegestelle sicher fixiert in den Grund zu stecken.

Eine Positionierung bis zu maximal 20-24 Stunden ist möglich, in der Regel werden die Fallen aber nach 12-18 Stunden wieder eingeholt.



Abb. 3: „Betriebsanleitung“: Auslegen von Flaschenreusen am Ufer mit den wichtigsten Anweisungen für einen sicheren Einsatz. Foto: M. Schlüpmann.



a



b

Abb. 4a: Die Auslegung der Flaschenreusen in Dreiergruppen erlaubt auch an dicht bewachsenen Ufern ein Wiederfinden aller Flaschen. Die Flaschen müssen am Ufer so aufgestellt werden, dass sie nicht abtreiben oder abrollen. Außerdem ist zu gewährleisten, dass ihre perforierte Wandung aus dem Wasser ragt. Die Flasche wird mittels zwei ggf. auch drei bis fünf Blumenhölzchen fixiert.

Abb. 4b: Hier wurde der Flaschenkopf auf ein Kreuz aus Blumenhölzchen aufgelagert. Beide Fotos: Rolf Hering, „Herpetokurs“ am Heiligen Meer 2010.

1.2 Unterwasserfallen

Für gängige Bestandsaufnahmen sind Unterwasserfallen wegen der Gefahr für die Tiere abzulehnen (SCHLÜPMANN 2009), aber für spezielle Untersuchungen, ist der Einsatz von Flaschenreusen unter Wasser ggf. notwendig. Eine waagerechte Lage, bei der die gesamte Falle wassergefüllt ist (GRIFFITHS 1985, KÜHNEL & RIECK 1988) kann nur eingesetzt werden, wenn die Falle je nach Wassertemperatur alle zwei bis drei Stunden (bei Nacht) geleert wird. Besser und sicherer ist der Einsatz mit Luftreservoir (BERGER 2000, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Der Flaschenkörper wird hier nicht mit Löchern perforiert, sondern durch eine schräge oder senkrechte Positionierung wird für ein verbleibendes Luftvolumen am der Öffnung gegenüberliegenden Ende gesorgt. Unterhalb des Bereiches für das Luftreservoir kann aber eine Perforation für die Versorgung mit sauerstoffreichem Frischwasser sinnvoll sein.

Grundfalle

Bei einer Grund- oder Bodenfalle (Abb. 5) wird die Flasche mittels schräg gegenüberliegenden Perforationen mit einem Stab oder per eng dem Flaschenkörper anliegender Manschette (Strick, Blumenbindedraht) und zwischen Manschette und Flasche durchgestecktem Stab schräg mit der Reusenöffnung am Boden stehend fixiert (vgl. BERGER 2000). Für den Einsatz in flachen Bereichen zeigen HARDMAN et al. (2010) eine Variante, die oben sogar ganz aufgeschnitten ist und in den Luftraum ragt.

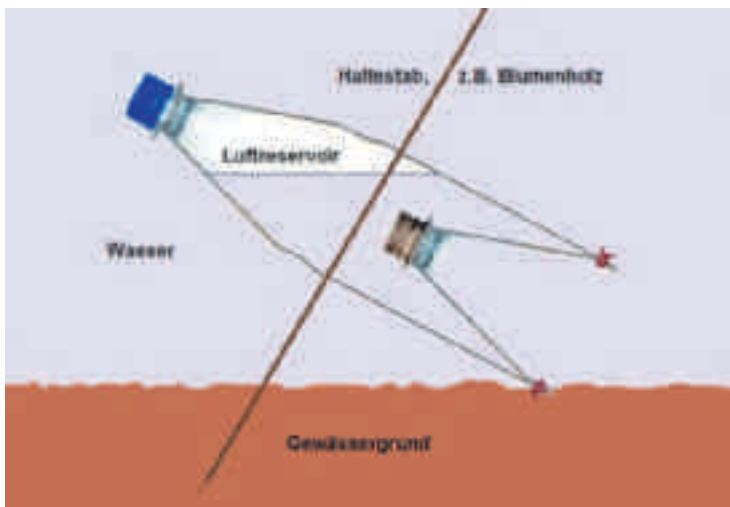


Abb. 5: Die schräge Positionierung am Gewässergrund erhält ein Luftreservoir in der nicht perforierten Flasche und gewährleistet so die Sauerstoffversorgung der Tiere. Ggf. kann die Flaschenreuse im grundnahen Bereich perforiert werden. Der Haltestab wird durchstoßen oder mittels einer Manschette befestigt. Zeichnung: M. Schlüpmann.

Wassertiefenfallen

Eine feste, schräge Fixierung mittels einer stabilen Halterung, die an der Flasche angeschraubt und an einem stabilen Haltestab mit einer schnell zu lösenden Flügelschraube befestigt wird, ermöglicht die Positionierung von Flaschenreusen in verschiedenen Wassertiefen (vgl. bei BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014 in diesem Band, Abb. 6). Alternativ ist eine schräge Fixierung mittels Grundbefestigung (Metall, Stein) und Auftriebshilfe möglich. Beides wird z. B. mit einer Maurerschnur an der Flaschenreuse befestigt. Zusätzlich zum verbleibenden Luftvolumen wird ein Schwimmer (Schaumstoff, kleine luftgefüllte Flasche oder kleiner Plastikball) am Ende befestigt.



Abb. 6: Mehrere Flaschenfallen sind schräg und mit einem Luftreservoir an einem in den Boden geschlagenen Haltestab befestigt. Foto: M. Schlüpmann.

1.3 Auftauchfalle

Die Flasche wird mit Blumenbinddraht oder einer Manschette an einem senkrecht in den Boden gesteckten Haltestab verbunden. Die Reusenöffnung zeigt nach unten, am oberen Ende der Flasche verbleibt ein Luftreservoir (SPARLING et al. 2001) oder alternativ zum Luftreservoir kann das perforierte Ende in den Luftraum ragen (Abb. 7).

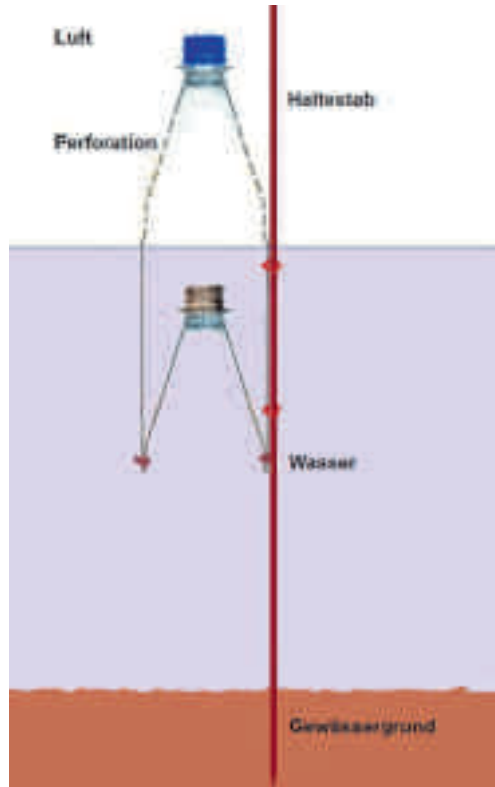


Abb. 7: Bei senkrechter Befestigung an einem Haltestab kann die Falle als Auftauchfalle genutzt werden – mit Perforation an der Wasseroberfläche (Bild), ohne Perforation dagegen für den Einsatz unter Wasser. Zeichnung: M. Schlüpmann.

1.4 Oberflächen-Schwimmfallen

Oberflächen-Schwimmfallen (z. B. KUPFER 2001) erhält man durch Anbringung von Schwimmern

(Schaumstoff) (Abb. 8). Zwei kleinere seitlich befestigte Schwimmer bieten mehr Lagestabilität. Auch hier ist ein Luftreservoir oder besser ein in den Luftraum ragendes perforiertes Ende möglich. Ein Abtreiben oder Sinken der Flasche wäre fatal, daher ist eine Verankerung mittels Hering oder Stab und Maurerschnur notwendig.

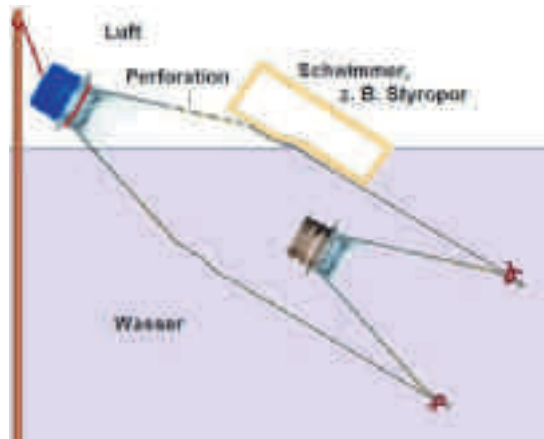


Abb. 8: Flaschenreusen können mit Schwimmern (z. B. aus Styropor mittels einer Manschette) versehen werden und treiben dann an der Oberfläche. Eine Perforation sorgt hier für ausreichende Sauerstoffversorgung. Die treibende Flasche sollte mit einer Maurerschnur an einem Hering, Blumenhölzchen o. ä. befestigt werden. Zeichnung: M. Schlüpmann.

Eine alternative Bauweise ist möglich, in dem das Luftreservoir in einer dann nicht perforierten Flasche als Auftrieb dient (z. B. SCHOLZ-STARKE 2004). Für die richtige Position können kleine Gewichte auf der Seite der Reusenöffnung dienen. Allerdings bleibt die Lagestabilität solcher Fallen bei Anwesenheit von größeren Tieren (Fische, Vögel, Säugetiere) problematisch. Ein Kippen der Reuse würde die Luft entweichen lassen. Die Reuse würde so u. U. zu einer Todesfalle. Stabilisierende Schwimmer erscheinen mir daher sicherer.

Da solche Flaschenfallen an der Wasseroberfläche ungeschützt der Sonne ausgesetzt sind, sollte bei entsprechender Wetterlage die Dauer der Positionierung beschränkt bleiben und die Kontrolle sollte auf jeden Fall in den Morgenstunden stattfinden.

2 Schwimmende Eimerreusen

Die Idee Plastikflaschenköpfe in Plastikeimern zu montieren hatte D. ORTMANN. Das Bauprinzip ist einfach (ORTMANN unveröff., Abb. 9), die Wirksamkeit ist bestens erprobt (SCHLÜPMANN 2007, 2009, ORTMANN 2009, DRECHSLER et al. 2010, GONSCHORREK 2011). Alle Materialien sind im Handel (Baumarkt, Farbenhandel, Campingbedarfshandel) problemlos zu beschaffen.



Abb. 9: Blick in eine Falle aus einem handelsüblichen 15-L-Mischeimer für Farben mit vier Reusenöffnungen aus Flaschenköpfen mit Heißkleber verklebt (zusätzlich mit Blumendraht oder Kabelbinder befestigt). Der Boden und die Seitenwände sind perforiert, ebenso der Deckel. Schwimmer – hier aus Rohrisolierung – sind seitlich mittels Maurerschnur befestigt. Statt Schaumstoffröhren sollten besser kleine luftgefüllte Plastikflaschen als Schwimmer verwendet werden. Damit die schwimmenden Eimer nicht abtreiben, werden sie mittels Maurerschnur an einem Hering (am besten aus Hartkunststoff) im flachen Wasser befestigt. Foto: M. Schlüpmann.

Je nach Größe der Eimer werden drei bis fünf Flaschenköpfe montiert, einer am Boden und zwei bis vier an den Seiten. Bewährt haben sich vor allem ovale 15 L-Mischeimer, die im Bau- bzw. Farbenhandel erhältlich sind. Sie können am besten mit fünf Öffnungen versehen werden: einer in der Mitte des Eimerbodens, drei an den Wänden (Abb. 9). Alternativ können unter Weglassung der Bodenöffnung vier an den Wänden angebracht werden (Abb. 10a). In die Eimer werden dem Durchmesser der Flaschen entsprechende runde Öffnungen geschnitten. Die Flaschenköpfe werden mit Heißkleber in den Öffnungen verklebt, so dass ihre Spitze in die Eimer reicht. Zusätzlich können die Flaschenköpfe mit Bindedraht durch Bohrungen am Eimer befestigt werden, womit das Herausbrechen wirkungsvoll verhindert wird (Abb. 10b). Die Eimer werden am Boden und im unteren Drittel stark perforiert (Abb. 9, 10a). Beim Herausheben der Eimer aus dem Gewässer sollte das Wasser überwiegend durch die kleinen Löcher abfließen und der Sog über die Flaschenöffnungen sollte sehr gering sein, damit nicht ungewollt gefangene Tiere entweichen. Auch der Deckel wird perforiert (Abb. 10c, 10d), damit hier ein Kontakt zur Luft ermöglicht wird.



Abb. 10a-d: Handwerklich besonders sorgfältig hergestellte Eimerfalle der Biologischen Station Kreis Wesel. 10a: Die Falle hat vier seitliche Öffnungen, aber keine am Boden. 10b: Man beachte die Befestigung der Flaschenköpfe, deren Ränder umgebogen und „vernäht“ wurden. 10c: Zusätzlich ist eine Beleuchtungseinrichtung in der Mitte des Deckels angebracht. 10d: Die Beleuchtung ist hier unter einem Deckelchen eines Schnappdeckelgläschens montiert. Die beiden Batterien bzw. Akkus werden in einem gesonderten Kästchen, das auf dem Deckel angeschraubt ist, untergebracht. Fotos: M. Schlüpmann.

Schwimmer müssen dem Eimer soweit Auftrieb geben, dass einige Zentimeter des Eimers in den Luftraum ragen. Als Schwimmer bewährt haben sich Rohrisolierungen aus Schaumstoff (Abb. 9, 10b). Angesichts der Diskussion um den Chytridpilz und der sich daraus ergebenden Notwendigkeit einer Desinfektion durch Eintrocknenlassen des Fangequipments sollten in Zukunft besser andere Materialien, z. B. kleine, leichte Plastikflaschen oder -gefäße, als Schwimmer verwendet werden (DRECHSLER et al. 2010). Die Eimer werden mit einem Hering (am besten aus hartem Plastik; im Campingbedarfshandel erhältlich) über eine Maurerschnur (Abb. 9) im flachen Wasser oder am Ufer fixiert.

Eine Variante, die die Fangzahlen deutlich steigert ist die einfache Montage einer Lichtquelle im Deckel (vgl. BECKMANN & GÖCKING 2012, vgl. auch GRAYSON & ROE 2007). Neben einer klassischen Beleuchtung, die mittels Batterien oder Akkus betrieben wird (Abb. 10c, 10d) sind auch solargeladene Leuchtdioden, wie sie BECKMANN & GÖCKING (2012) beschrieben haben, möglich. Dabei eignen sich besonders Solarzellen, die mit einer Leuchtdiode versehen sind, die über

eine in der Deckelmitte angebrachte Öffnung den Eimer bei Nacht innen illuminieren. Geeignet sind die abschraubbaren flachen „Deckel“ (Durchmesser bis ca. 10 cm) von kleinen Gartenleuchten mit Erdspieß, wie sie z. B. in jedem Bau- oder Gartenhandel kostengünstig erhältlich sind. Auf der Oberseite der Leuchten befindet sich die Solarzelle mit der die Leuchtdiode am Grund des Leuchtendeckels betrieben wird. Die Beleuchtung kann so gesteuert werden, dass sie erst bei Dunkelheit zu leuchten beginnt und die gespeicherte Energie der Solarzelle erst dann abrufft.

3 Kennzeichnung

Wegen der besseren Auffindbarkeit werden die Flaschenfallen (insbesondere die Uferfallen) stets in einheitlichen Gruppen von drei (bis fünf) ausgelegt (Abb. 4, 5, SCHLÜPMANN 2007, 2009). Grundfallen müssen mit Schwimmern (z. B. NEUMANN et al. 2010) oder aus dem Wasser ragenden Stäben gekennzeichnet werden. Eimerfallen müssen nicht gekennzeichnet werden, da sie an der Wasseroberfläche von weitem auffallen.

Grundsätzlich muss man die Anzahl der ausgelegten Fallen zählen. Vergessene Fallen wären eine Todesfalle.

Die auffälligen Eimerfallen versehen wir mit einer Beschriftung, die als Adresse die Biologische Station (mit Telefonnummer) aufführt, knapp den Zweck erläutert (Bestandsaufnahme) und bittet, die Fallen vor Ort zu belassen. Die Beschriftung wird eingeschweißt und auf den Deckel geklebt.

4 Leerung und Kontrolle

Die Flaschen- und Eimerreusen werden am besten in ein Küchensieb geleert (Abb. 11a-b). Wenn nach dem ersten Guss noch Tiere in der Falle sind, reicht es oft, nochmals Wasser zu schöpfen und erneut auszuspülen. Manchmal muss man auch etwas nachhelfen, kräftig schütteln oder mit dem Blumenhölzchen festgesaugte Egel entfernen. Manuell müssen gelegentlich auch kleinere Tiere oder Wasserskorpione aus dem Spalt zwischen Flaschentorso und -kopf geholt werden (Erweitern des Spaltes, kräftiges Schütteln nach erneutem Wasserschöpfen, Einsatz von Hölzchen). Lästig, aber in stehenden Gewässern zumeist selten, sind Planarien, die hartnäckig an den Wänden kleben.

Als Sieb sollte ein *flexibles* Küchensieb verwendet werden. Nicht geeignet sind feste Plastiksiebe oder Metallsiebe. Das weiche Sieb erlaubt eine einfache Handhabung und ein einfacheres Durchsuchen. Bei Bedarf kann man das Sieb mit dem Finger von unten anheben. Auch ist das weiche Material für die Tiere sicherer und verhindert beim Herausholen der Tiere Verletzungen.



Abb. 11a: Leerung: Die Flaschenreusen werden in ein flexibles Plastik-Küchensieb ausgeschüttet, Abb. 11b: Kontrolle: Das Sieb kann dann bequem und für die Tiere sicher durchsucht werden. Bitte kein festes Plastik- oder Metallsieb verwenden. Fotos: M. Schlüpmann.

Eine Herausforderung sind größere Ansammlungen von Kaulquappen in den Reusenfallen (Abb. 12). Zahlen von weniger als 100 Larven können durchaus problemlos gezählt werden. Es können aber durchaus auch einige Hundert oder in einzelnen Fällen sogar einige Tausend Kaulquappen in einer einzelnen Falle gefangen werden. Insbesondere die schwarmbildenden Erdkröten-Kaulquappen gehen gelegentlich in großer Zahl in die Fallen. Gezählte Maximalzahlen lagen bei 2603 in einer Flaschen- und 1373 in einer Eimerfalle. Das sind allerdings extrem seltene Einzelfälle. Ab einer gewissen Menge von Kaulquappen ist es besser nur eine bestimmte Anzahl von Kaulquappen zu zählen, deren Gewicht zu bestimmen und dann das gesamte Gewicht der gefangenen Kaulquappen zu ermitteln und aus dem Verhältnis die Anzahl zu berechnen. Soweit also Kaulquappen erfasst werden sollen, ist es sinnvoll stets eine Briefwaage mit passendem Schälchen mitzuführen.



Abb. 12: Fang (überwiegend Erdkröten-Kaulquappen) einer Eimerfalle. Hier fehlte leider zu einer Bestimmung der „genauen“ Anzahl die Waage. Solche Massenfänge sind sehr selten. Erkennbare Verluste traten aber nicht auf. Foto: Julia Bliesener (6.5.2011).

Teil II Eigene Untersuchungen

1 Methodik

In den eigenen Erhebungen kamen am Ufer liegende Flaschenreusen und schwimmende Eimerreusen ohne Beleuchtung zum Einsatz, wann immer möglich in Kombination. Nur in wenigen sehr flachen Gewässern wurde auf Eimerreusen verzichtet. Seit 1999, besonders aber seit 2004 bei meiner Tätigkeit in der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet (BSWR), wurden 6966mal Flaschen- und 2264mal Eimerreusen für je eine Nacht ausgelegt.

Die statistischen Analysen wurden mit Excel und WinSTAT 2012.1 berechnet und folgen MONKA & VOSS (2002) sowie LOZÁN & KAUSCH (1998). Eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ wird als Signifikanzgrenze angenommen. Es bedeuten n. s. = nicht signifikant: $p > 0,05$, * = schwach signifikant: $p < 0,05$, ** = signifikant: $p < 0,01$, *** = hoch signifikant: $p < 0,001$. Bei den Chi²-Tests gegen eine Gleichverteilung wird auch nach der Bestätigung der Nullhypothese (= Gleichverteilung) gefragt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit als Grenze für eine Signifikanz liegt dann bei $1-\alpha = 0,95$: ^x = $p > 0,95$, ^{xx} = $p > 0,99$, ^{xxx} = $p > 0,999$.

2 Ergebnisse

Zu den bereits veröffentlichten Analysen von SCHLÜPMANN (2009) sind weitere Zahlen hinzugekommen. Die Fangergebnisse für beide Fallentypen werden daher im Folgenden nochmals verglichen. Auf den Vergleich mit den anderen Fallentypen (Gazereusen, Stellrahmen-Kastenreuse) sei auf SCHLÜPMANN (2009) verwiesen. Alle relevanten Grundgesamtheiten und absoluten Zahlen der Fänge sind dabei in Tabelle 1 aufgeführt. Nicht genannt, da ohne Bedeutung sind einzelne Nachweise geschlechtsreifer Froschlurche (Flaschen-/Eimerfallen): *Bufo bufo* Erdkröte-♂♂: 3/0, *Rana temporaria* Grasfrosch-♂♂: 6/3, Grasfrosch-♀♀: 1/0, *Pelophylax lessonae* Kleiner Wasserfrosch-♂♂: 5/13, Kleiner Wasserfrosch-♀♀: 0/2, *Pelophylax esculentus* Teichfrösche: 44/54.

Tab. 1: Ergebnisse der Fänge mit Flaschen- und Eimerreusen. „Anzahl der Fallen“ in den Zeilen der Arten, Geschlechter und Larven heißt hier die Zahl der Fallen, in der Nachweise dieser Art gelangen. Die Zahlen für vereinzelt gefangene adulte Froschlurche sind hier nicht aufgeführt (siehe Text). * sehr kleine Larven.

		Gesamt- zahl	Flaschenreusen		Eimerreusen	
			Anzahl der gefangenen Fallen	Summe der Tiere	Anzahl der gefangenen Fallen	Summe der Tiere
Fallen		9230	6966		2264	
Fallenöffnungen		17201	6966		10235	
Alle Arten				114069		43955
<i>Salamandra salamandra</i>	Larven	59	36	54	5	5
<i>Mesotriton alpestris</i>	Ad.	4814	798	2355	370	2459
Bergmolch	♂♂	2715	551	1160	272	1555
	♀♀	2099	569	1195	275	904
	Larven	34	21	29	3	5
<i>Lissotriton vulgaris</i>	Ad.	6587	795	2634	787	3953
Teichmolch	♂♂	4043	715	1420	610	2623
	♀♀	2544	746	1214	551	1330
	Larven	440	183	296	78	144
<i>Lissotriton helveticus</i>	Adulte	1033	218	530	114	503
Fadenmolch	♂♂	643	147	286	86	357
	♀♀	390	153	244	67	146
	Larven	2	1	1	1	1
<i>Lissotriton/Mesotriton</i> sp.	unbest. Larv.*	64	49	63	1	1
<i>Triturus cristatus</i>	Adulte	130	41	49	49	81
Kammolch	♂♂	47	13	16	18	31
	♀♀	83	31	33	39	50
	Jungtiere	9	2	2	7	7
	Larven	358	41	71	93	287
<i>Bufo bufo</i> Erdkröte	Kaulquappen	61197	489	44725	298	16472
<i>Rana temporaria</i> Grasfrosch	Jungtiere	21	18	19	2	2
	Kaulquappen	25550	750	21294	217	4256
<i>Rana arvalis</i> Moorfrosch	Kaulquappen	198	25	173	10	25
<i>Pelophylax</i> sp. Wasserfrosch	Kaulquappen	1010	186	415	138	595
	Jungtiere	106	71	96	10	10

2.1 Anzahl der je Falle gefangenen Tiere

Zwar überwiegen bei den Fallenfängen kleine Anzahlen bei weitem, doch werden vereinzelt auch größere Zahlen in den Fallen gefangen. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die bislang festgestellten Mediane, Mittelwerte und Maximalzahlen. Aufschlussreich sind vor allem auch die Zahlen für Gilden der Molche, Molchlarven und Kaulquappen, da die zugrundeliegenden Stichproben für einzelne Arten (Faden-, Kammolch, Moorfrosch) noch sehr gering sind. Wichtig

erscheint mir in diesem Zusammenhang noch die Erwähnung, dass selbst bei den großen Zahlen in den kleinen Flaschenreusen bislang kaum Todesfälle von Tieren zu beklagen waren (vgl. hierzu bei SCHLÜPMANN 2009).

Tab. 2: Mediane, mittlere Zahl je 100 Fallen (Flaschen, Eimer), 100 Fallenstandorte (ein Fallenstandort umfasst 3 Flaschenreusen, der Wert bezieht sich daher auf 300 Flaschenreusen) und 100 Fallenöffnungen (Eimer), maximale Zahl je Falle gefangener Tiere. Die Mediane der Gilden wurden mit den Nullwerten, die der Arten, Geschlechter und Larvenstadien wurden ohne Einbeziehung der Nullwerte berechnet. Zur Problematik der Medianwerte siehe bei SCHLÜPMANN (2009).

Fallentyp	Flaschenreusen N = 6966					Eimerreusen N = 2264 (10235 Öffnungen)				
	Anzahl	Median	Mittel * 100	Mittel * 100 Fal- len- standorte	Max.	Anzahl	Median	Mittel * 100	Mittel * 100 Öff- nun- gen	Max.
Molche Adulte	5570	2	79,96	239,88	38	7003	3	309,18	68,42	67
Mesotriton alpestris	2355	2	33,81	101,421	22	2459	2	108,57	24,03	67
♂♂	1160	1	16,65	49,957	14	1555	2	68,68	15,19	54
♀♀	1195	1	17,15	51,464	12	904	2	39,93	8,83	29
Lissotriton vulgaris	2634	1	37,81	113,437	38	3953	3	174,53	38,62	41
♂♂	1420	1	20,38	61,154	34	2623	2	115,86	25,63	36
♀♀	1214	1	17,43	52,283	9	1330	1	58,75	12,99	17
Lissotriton helveticus	530	2	7,61	22,825	14	503	2	22,21	4,92	21
♂♂	286	1	4,11	12,317	10	357	2	15,77	3,49	20
♀♀	244	1	3,50	10,508	5	146	2	6,45	1,43	9
Triturus cristatus	51	1	0,70	2,110	2	81	1	3,58	0,79	7
♂♂	16	1	0,23	0,689	2	31	1	1,37	0,30	5
♀♀	33	1	0,47	1,421	2	50	1	2,21	0,49	4
Jungtiere	2	1	0,03	0,09	1	7	1	0,31	0,07	1
Schwanzlurch-Larven	460	1	6,608	19,81	29	438	2	19,34	4,28	12
<i>Salamandra salamandra</i>	54	1	0,78	2,33	5	5	1	0,22	0,05	1
<i>Mesotriton alpestris</i>	29	1	0,42	1,25	5	5	2	0,22	0,05	2
<i>Lissotriton vulgaris</i>	296	1	4,25	12,75	29	144	1	6,36	1,41	6
<i>Lissotriton helveticus</i>	1	1	0,01	0,04	1	1	1	0,04	0,01	1
<i>Triturus cristatus</i>	71	1	1,02	3,06	8	287	2	12,67	2,80	12
Molch-Larve unbest.	63	1	0,90	2,71	3	1	1	0,04	0,01	1
Kaulquappen	66607	3	956,17	2868,52	2603	21348	4	942,52	208,58	1373
<i>Bufo bufo</i>	44725	6	642,05	1926,14	2137	16472	6	727,24	160,94	1127
<i>Rana temporaria</i>	21294	4	305,68	917,05	466	4256	3	187,90	41,58	392
<i>Rana arvalis</i>	173	4	2,48	7,45	28	25	2	1,10	0,24	6
<i>Pelophylax</i> sp.	415	1	5,96	17,87	27	595	2	26,27	5,80	40
Frösche Jungtiere										
<i>Rana temporaria</i>	19	1	0,27	0,82	2	2	1	0,09	0,02	1
<i>Pelophylax</i> sp.	96	1	1,38	4,13	4	10	1	0,44	0,10	1

Eine art-, geschlechter- und stadienspezifische Analyse (Tab. 3, 4) mittels des Mann-Whitney-U-Tests zeigt, dass sich die Anzahlen der gefangenen Tiere (vgl. hierzu Tab. 2) in Flaschen- und Eimerreusen bei Berg-, Faden- und Teichmolchen, Teich- und Kammolch-Larven sowie Wasserfrosch-Kaulquappen signifikant unterscheiden. Dabei bleiben die Gruppierung von Flaschen zu Standorten mit je drei Fallen und die größere Anzahl an Reusenöffnungen der Eimerfallen allerdings unbeachtet.

Tab. 3: Vergleich der Fänge von Molchen (vgl. Tab. 1), differenziert nach Geschlechtern, von Flaschenfallen und Eimerfallen mit dem U-Test (Mann-Whitney). Nullwerte sind in der Berechnung nicht berücksichtigt. N = Anzahl der positiven Fänge. Sign. = Signifikanzniveau: * $p < 0,05$, *** $p < 0,001$, n. s. = nicht signifikant.

U-Test (Mann-Whitney)		N	Rangmittel	U	Z	P	Sign.
Mesotriton alpestris	Bergmolch						
Männchen ♂♂	in Flaschenfallen	551	379,758	57170,5			
	in Eimerfallen	272	477,314	92701,5	5,906516	0,000000	***
Weibchen ♀♀	in Flaschenfallen	569	404,090	67762,0			
	in Eimerfallen	275	460,593	88713,0	3,426865	0,000611	***
Lissotriton vulgaris	Teichmolch						
Männchen ♂♂	in Flaschenfallen	715	563,276	146772,5			
	in Eimerfallen	610	779,889	289377,5	-11,006919	0,000000	***
Weibchen ♀♀	in Flaschenfallen	746	596,125	166078,0			
	in Eimerfallen	550	719,540	244222,0	6,688155	0,000000	***
Lissotriton helveticus	Fadenmolch						
Männchen ♂♂	in Flaschenfallen	147	106,922	4839,5			
	in Eimerfallen	86	134,227	7802,5	3,226733	0,001252	***
Weibchen ♀♀	in Flaschenfallen	153	105,121	4302,5			
	in Eimerfallen	67	122,784	5948,5	2,115354	0,034400	*
Triturus cristatus	Kammolch						
Männchen ♂♂	in Flaschenfallen	13	14,231	94,0			
	in Eimerfallen	18	17,278	140,0	-1,118017	0,263560	n. s.
Weibchen ♀♀	in Flaschenfallen	31	34,129	562,0			
	in Eimerfallen	39	36,590	647,0	-0,965403	0,334343	n. s.

Eine Analyse der Häufigkeiten von Fangzahlen (Tab. 5; Abb. 13-15) zeigt das starke Überwiegen kleiner Fangzahlen bei Molchen, Molchlarven und Kaulquappen. Am häufigsten sind Fänge von jeweils einem Tier. Bei allen drei Gruppen fallen die Häufigkeitskurven mit steigender Zahl gefangener Tiere sehr stark ab. Dabei ist das Niveau der Flaschenreusen zunächst höher, doch schon bei zwei Molchen oder Molchlarven oder drei Kaulquappen sind die prozentualen Anteile bei den Eimerfallen höher (Abb. 13-15). Der Fall der Kurve ist daher bei den Flaschen größer als bei den Eimern und das „Nullniveau“ wird früher erreicht (siehe auch Tab. 2).

Tab. 4: Vergleich der Fänge von Amphibienlarven (vgl. Tab. 2), differenziert nach Geschlechtern, von Flaschenfallen und Eimerfallen mit dem U-Test (Mann-Whitney). Nullwerte sind in der Berechnung nicht berücksichtigt. N = Anzahl der positiven Fänge. Sign. = Signifikanzniveau: *** p < 0,001, n. s. = nicht signifikant.

U-Test (Mann-Whitney)		N	Rang- mittel	U	Z	P	Sign.																																																																																
<i>Salamandra salamandra</i> Larven	Feuersalamander in Flaschenfallen	37	22,311	122,5	-1,466649	0,142472	n. s.																																																																																
	in Eimerfallen	5	15,500	62,5				<i>Mesotriton alpestris</i> Larven	Bergmolch in Flaschenfallen	21	11,881	18,5	1,497291	0,134318	n. s.	in Eimerfallen	3	16,833	44,5	<i>Lissotriton vulgaris</i> Larven	Teichmolch in Flaschenfallen	183	122,148	5517,0	3,568346	0,000359	***	in Eimerfallen	78	151,769	8757,0	<i>Triturus cristatus</i> Larven	Kammolch in Flaschenfallen	41	47,780	1098,0	-4,095784	0,000042	***	in Eimerfallen	93	76,194	2715,0	<i>Bufo bufo</i> Kaulquappen	Erdkröten in Flaschenfallen	495	398,923	74707,0	-0,306760	0,759026	n. s.	in Eimerfallen	298	393,805	72803,0	<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0	<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***
<i>Mesotriton alpestris</i> Larven	Bergmolch in Flaschenfallen	21	11,881	18,5	1,497291	0,134318	n. s.																																																																																
	in Eimerfallen	3	16,833	44,5				<i>Lissotriton vulgaris</i> Larven	Teichmolch in Flaschenfallen	183	122,148	5517,0	3,568346	0,000359	***	in Eimerfallen	78	151,769	8757,0	<i>Triturus cristatus</i> Larven	Kammolch in Flaschenfallen	41	47,780	1098,0	-4,095784	0,000042	***	in Eimerfallen	93	76,194	2715,0	<i>Bufo bufo</i> Kaulquappen	Erdkröten in Flaschenfallen	495	398,923	74707,0	-0,306760	0,759026	n. s.	in Eimerfallen	298	393,805	72803,0	<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0	<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0								
<i>Lissotriton vulgaris</i> Larven	Teichmolch in Flaschenfallen	183	122,148	5517,0	3,568346	0,000359	***																																																																																
	in Eimerfallen	78	151,769	8757,0				<i>Triturus cristatus</i> Larven	Kammolch in Flaschenfallen	41	47,780	1098,0	-4,095784	0,000042	***	in Eimerfallen	93	76,194	2715,0	<i>Bufo bufo</i> Kaulquappen	Erdkröten in Flaschenfallen	495	398,923	74707,0	-0,306760	0,759026	n. s.	in Eimerfallen	298	393,805	72803,0	<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0	<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																				
<i>Triturus cristatus</i> Larven	Kammolch in Flaschenfallen	41	47,780	1098,0	-4,095784	0,000042	***																																																																																
	in Eimerfallen	93	76,194	2715,0				<i>Bufo bufo</i> Kaulquappen	Erdkröten in Flaschenfallen	495	398,923	74707,0	-0,306760	0,759026	n. s.	in Eimerfallen	298	393,805	72803,0	<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0	<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																																
<i>Bufo bufo</i> Kaulquappen	Erdkröten in Flaschenfallen	495	398,923	74707,0	-0,306760	0,759026	n. s.																																																																																
	in Eimerfallen	298	393,805	72803,0				<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0	<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																																												
<i>Rana temporaria</i> Kaulquappen	Grasfrosch in Flaschenfallen	750	489,051	85163,0	-1,061259	0,288572	n. s.																																																																																
	in Eimerfallen	217	466,544	77587,0				<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.	in Eimerfallen	10	13,000	75,0	<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																																																								
<i>Rana arvalis</i> Kaulquappen	Moorfrosch in Flaschenfallen	25	20,000	175,0	-1,849599	0,064371	n. s.																																																																																
	in Eimerfallen	10	13,000	75,0				<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																																																																				
<i>Pelophylax</i> sp. Kaulquappen	Wasserfrosch in Flaschenfallen	186	145,694	9708,0	3,987541	0,000067	***																																																																																
	in Eimerfallen	138	185,152	15960,0																																																																																			

Die Regression der Häufigkeiten lässt sich am besten mit der hyperbolischen

Funktion $Y = A + \frac{B}{X}$ beschreiben (Tab. 5).

Tab. 5: Einfache Regression zur Häufigkeit der Fangzahlen. Hyperbel: $Y = A + B/X$; A und B: Parameter der Gleichungsklassen, R = Korrelationsgrad, R² = Anteil der Varianz der abhängigen Variablen, der mit der Regressionsfunktion erklärt werden kann.

Y-Variable	N	A	B	R	R ²
Molche je Eimerreuse	50	-3,971	256,836	0,985	0,969
Molche je Flaschenreuse	40	-37,783	785,618	0,994	0,988
Molchlarven je Eimerreuse	15	-2,591	53,002	0,982	0,964
Molchlarven je Flaschenreuse	10	-36,796	222,248	0,969	0,938
Kaulquappen je Eimerreuse	50	-3,639	144,234	0,993	0,985
Kaulquappen je Flaschenreuse	50	-12,133	373,986	0,988	0,976

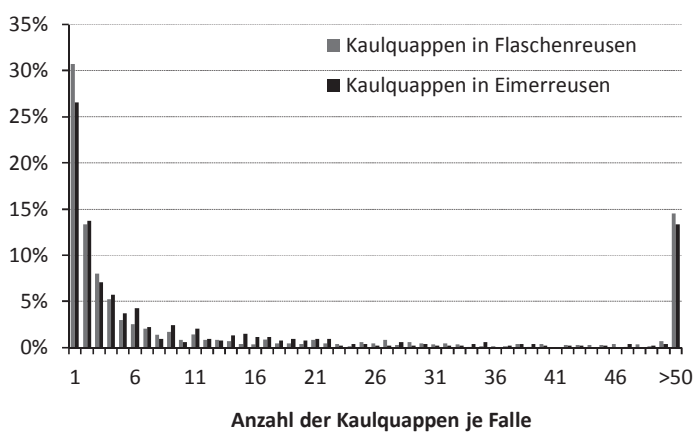
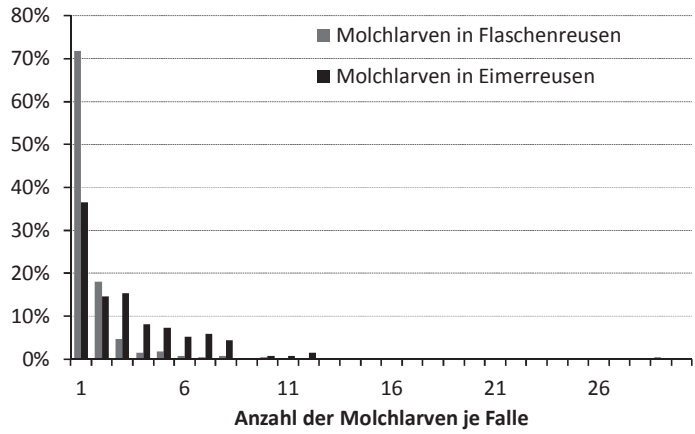
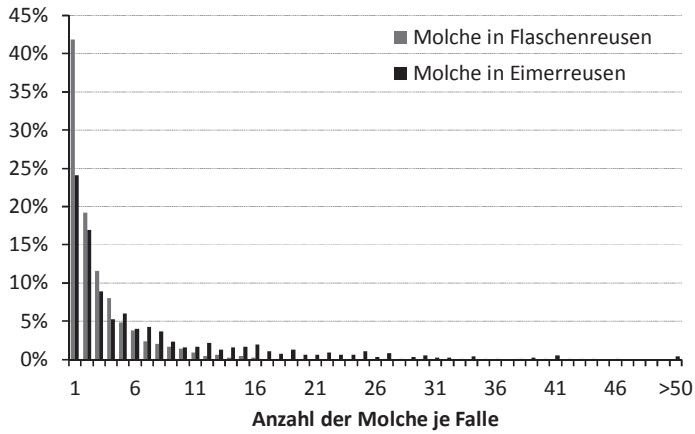


Abb. 13-15: Häufigkeitsverteilung gefangener Molche (13), Molchlarven (14) und Kaulquappen (15) je Flaschenreuse und je Eimerreuse (Anzahl in % der Fänge je Fallentyp).

2.2 Aktivitätsdichte und Abundanz

Untersuchungen zur Beziehung der Aktivitätsdichte und der Individuendichte (Abundanz) habe ich nicht durchgeführt. Ich möchte aber an einem extremen Beispiel anführen, dass eine direkte Abhängigkeit unserer Maßzahl von der Abundanz mit sehr großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen ist. In einem kleinen Gewässer in Mülheim an der Ruhr wurden Flaschen- und Eimerreusen in großer Anzahl ausgelegt. Dabei wurde eine gewaltige Zahl an Berg- und Teichmolchen (zusammen 1543) gefangen, die alle anderen von mir erzielten Fangergebnisse in den Schatten stellt. Aufschlussreich ist dabei vor allem die Aufstellung einer Häufigkeitsverteilung (Abb. 16) gemäß dem vorangegangenen Abschnitt 2.1. Anders als im Diagramm Abbildung 13 zeigt sich bei der Verteilung der Fangraten je Flaschenreuse eine zunächst nicht und dann erst allmählich abfallende Kurve, im Falle der Eimerreusen wurden zwischen 15 und 67 Molche gefangen. Die Fänge je Falle sind demnach gewaltig, ihre Verteilung ganz anders als erwartet (vgl. Abb. 13). Anders als mit einer überaus großen Abundanz ist das kaum zu erklären.

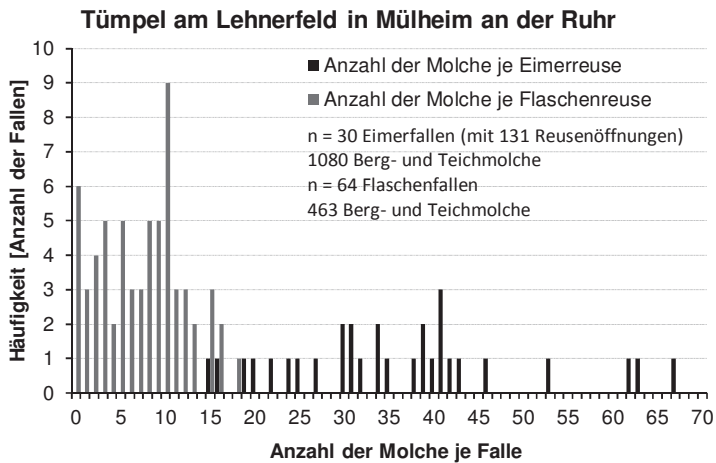


Abb. 16: Häufigkeitsverteilung der Anzahl von je Flaschenreuse bzw. Eimerreuse gefangenen Berg- und Teichmolchen (*Mesotriton alpestris*, *Lissotriton vulgaris*) in einem Gewässer in Mülheim an der Ruhr. Vergleiche die stark abweichende Verteilung von der durchschnittlichen Verteilung in Abbildung 13. Die Daten der Flaschen- und Eimerreusen sind hochsignifikant verschieden (Mann-Whitney-U-Test: $z = -7,742$, $p = 9,787E-15^{***}$).

2.3 Relation der Fängigkeit von Flaschen- und Eimerreusen

Für die Analyse der Fängigkeit der beiden Typen wurde die mittlere Zahl der Amphibien, Molche, Molchlarven und Kaulquappen je Falleneinheit (Flaschenfal-

le, Flaschenfallenstandort mit je drei Reusen, Eimerreusen mit vier bis fünf Öffnungen und Eimerreusen-Öffnungen) ermittelt und verglichen. Die statistische Analyse (Mann-Whitney-U-Test) wurde auf die Daten der ersten drei Falleneinheiten (Flaschenreusen, Flaschenreusen-Standorte, Eimer) bezogen. Ein Vergleich der Gesamtzahlen (Abb. 17) zeigt, dass mit Eimerreusen zwar mehr Tiere gefangen werden, doch umgerechnet auf die Anzahl der Reusenöffnungen sind die am Ufergrund positionierten Flaschenreusen fast dreimal so fängig. Der Vergleich von Standorten mit je drei Flaschenfallen und Eimerfallen ergibt fast das Doppelte an Fängen in den Flaschenstandorten. Für Molche (Abb. 18) erweisen sich die Flaschenreusen geringfügig fängiger, doch sind die Eimerfallen trotz der größeren Zahl an Öffnungen nicht signifikant überlegen.

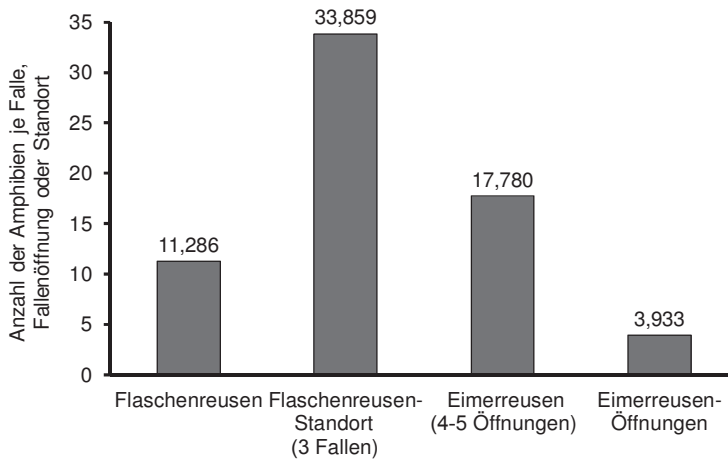


Abb. 17: Vergleich der Fängigkeit von Flaschen- und Eimerreusen bezogen auf alle Amphibien. U-Test Flaschenreusen/Eimerreusen $z = 29,985$ $p < 0,001^{***}$; Flaschenreusen-Standort/Eimerreusen $z = -6,374$, $p < 0,001^{***}$.

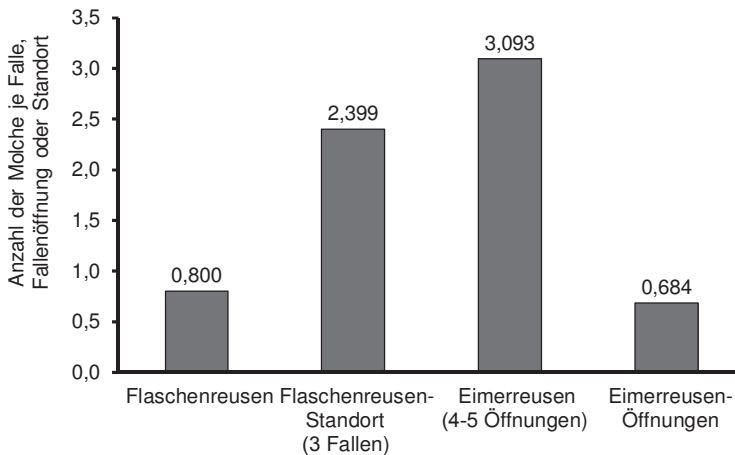


Abb. 18: Vergleich der Fängigkeit von Flaschen- und Eimerreusen für Molche. U-Test Flaschenreusen/Eimerreusen $z = 17,135$, $p < 0,001^{***}$; Flaschenreusen-Standort/Eimerreusen $z = -0,461$, $p > 0,05$ n. s.

Bei den Molchlarven (Abb. 19) zeigt sich eine ähnliche Tendenz, doch ist hier der Flaschenfallenstandort mit den Eimerfallen etwa gleichauf. Bei den Kaulquappen (Abb. 20), im Wesentlichen solche von Erdkröte und Grasfrosch, ist die größere Fängigkeit der Flaschenreusen evident. Die einzelnen Reusenöffnungen sind mehr als 4,5mal so fängig, mit Flaschenfallen-Standorten fängt man mehr als dreimal so viele Kaulquappen wie mit den Eimerfallen.

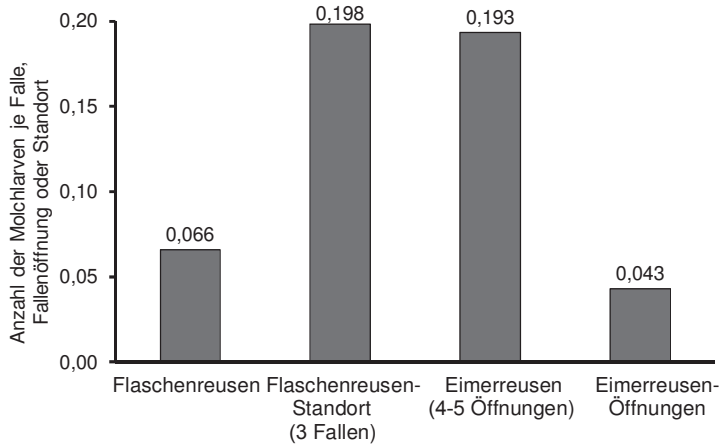


Abb. 19: Vergleich der Fängigkeit von Flaschen- und Eimerreusen für Molchlarven. U-Test Flaschenreusen/Eimerreusen $z = 4,122$, $p < 0,001^{***}$, Flaschenreusen-Standort/Eimerreusen $z = -3,852$, $p < 0,001^{***}$.

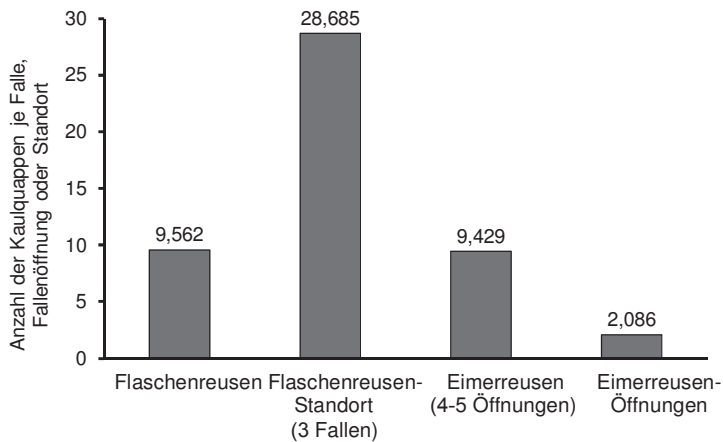


Abb. 20: Vergleich der Fängigkeit von Flaschen- und Eimerreusen für Kaulquappen. U-Test Flaschenreusen/Eimerreusen $z = 6,096$, $p < 0,001^{***}$, Flaschenreusen-Standort/Eimerreusen $z = -3,760$, $p < 0,001^{***}$.

Flaschenreusen übertreffen die Eimerreusen in ihrer Fängigkeit sehr deutlich. Ein Vergleich der Fängigkeit von Flaschen- zu Eimerreusen zeigt ein differenziertes Bild (Abb. 21 und 22). Demnach sind bei den Molchen (Abb. 21) nicht nur Unterschiede bei den Arten sondern auch zwischen den Geschlechtern einer Art

auszumachen. In den meisten Fällen überwiegen die Fänge in den am Ufer liegenden Flaschenreusen. Das gilt in besonderem Maße für Fadenmolch- und Bergmolch-Weibchen, aber auch für Teichmolch-Weibchen und etwas abgeschwächt für die Männchen von Faden- und Bergmolch. Dagegen sind die Männchen des Teichmolches wesentlich häufiger in den Eimerreusen gefangen worden. Das gilt auch für Kammmolch-Männchen. Bei den Weibchen des Kammmolches ist das Überwiegen in den Eimerreusen dagegen sehr gering. Sie werden fast ebenso häufig in den Flaschen- wie in den Eimerreusen gefangen. Für den Kammmolch ergibt sich bei beiden Geschlechtern eine statistische Bestätigung der Nullhypothese (Nichtabweichen von der Gleichverteilung).

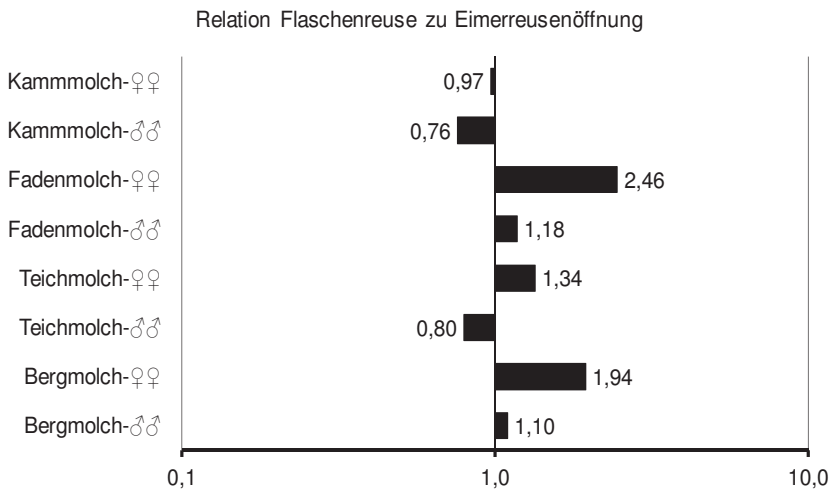


Abb. 21: Fänge von Molchen (*Triturus cristatus*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris* und *Mesotriton alpestris*) in Relation von Flaschenreusen zu Eimerreusen-Öffnungen. Werte unter 1 bedeuten, dass die Tiere in Eimerreusen häufiger, Werte über 1, dass sie in Flaschenreusen häufiger gefangen werden. Grundgesamtheiten siehe Tabelle 1. Mit Hilfe des χ^2 -Testes wurden die Abweichung der gefangenen Tiere von der einer ausgeglichenen Relation von Flaschen- und Eimerreusen-Öffnungen getestet: Bergmolch-♂♂: $\chi^2 = 5,593$, $p = 0,4703$ n. s., Bergmolch-♀♀: $\chi^2 = 235,259$, $p = 5,774E-48^{***}$, Teichmolch-♂♂: $\chi^2 = 48,476$, $p = 9,489E-09^{****}$, Teichmolch-♀♀: $\chi^2 = 55,071$, $p = 4,484E-10^{***}$, Fadenmolch-♂♂: $\chi^2 = 4,230$, $p = 0,6456$ n. s., Fadenmolch-♀♀: $\chi^2 = 78,807$, $p = 6,300E-15^{***}$, Kammmolch-♂♂: $\chi^2 = 0,813$, $p = 0,9917^{xx}$, Kammmolch-♀♀: $\chi^2 = 0,019$, $p = 1,000^{xxx}$.

Bei den Larven (Abb. 22) zeigt sich bei fast allen Arten ein sehr deutliches Überwiegen der Fänge in den Flaschenreusen. Besonders extrem ist das bei den sehr kleinen Molchlarven, die fast nur in Flaschenreusen gefangen wurden. Nur zwei Arten machen hier eine Ausnahme. Wasserfrosch-Kaulquappen wurden fast ebenso häufig mit Flaschenreusen wie über Eimerreusen-Öffnungen gefangen. Kammmolch-Larven wiederum wurden als einzige häufiger in den Eimerreusen gefangen.

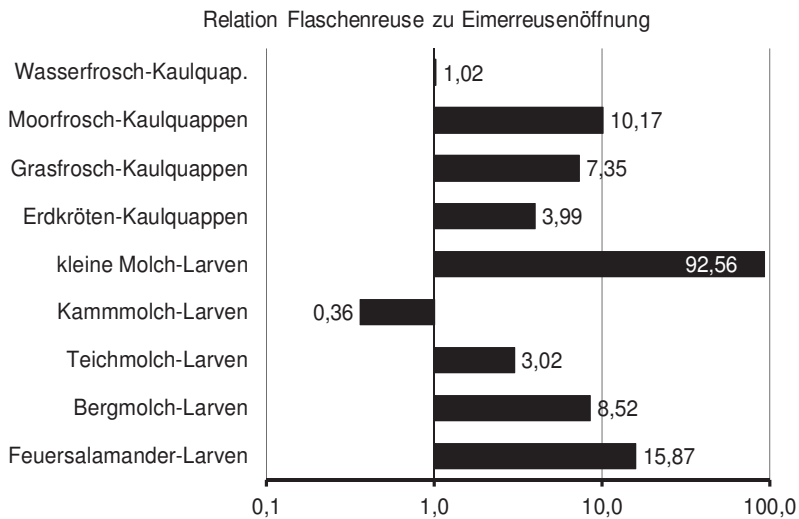


Abb. 22: Fänge von Amphibienlarven (*Pelophylax* sp., *Rana arvalis*, *Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Triturus cristatus*, *Lissotriton vulgaris*, *Mesotriton alpestris* und *Salamandra salamandra*) in Relation von Flaschenreusen zu Eimerreusen-Öffnungen. Werte unter 1 bedeuten, dass die Tiere in Eimerreusen häufiger, Werte über 1, dass sie in Flaschenreusen häufiger gefangen werden. Grundgesamtheiten siehe Tabelle 1. Mithilfe des χ^2 -Testes wurden die Abweichung der gefangenen Tiere von der einer ausgeglichenen Relation von Flaschen- und Eimerreusen-Öffnungen getestet: Feuersalamander-Larven: $\chi^2 = 63,753$, $p = 7,751E-12^{***}$, Bergmolch-Larven: $\chi^2 = 28,314$, $p = 8,199E-05^{***}$, Teichmolch-Larven: $\chi^2 = 130,903$, $p = 8,295E-26^{***}$, Kammolch-Larven: $\chi^2 = 63,445$, $p = 8,955E-12^{***}$, kleine Molch-Larven: $\chi^2 = 89,160$, $p = 4,527E-17^{***}$, Erdkröten-Kaulquappen: $\chi^2 = 26966,736$, $p = 0,000^{***}$, Grasfrosch-Kaulquappen: $\chi^2 = 19463,621$, $p = 0,000^{***}$, Moorfrosch-Kaulquappen: $\chi^2 = 180,553$, $p = 2,589E-36^{***}$, Wasserfrosch-Kaulquappen: $\chi^2 = 0,147$, $p = 0,9999^{xxx}$.

2.4 Geschlechterrelation der Molche

Die Geschlechterrelation weicht bei den drei kleinen Molcharten zugunsten der Männchen, beim Kammolch zugunsten der Weibchen ab (Abb. 23). Allerdings zeigt sich, dass bei allen Arten der Anteil der Männchen in den Eimerreusen höher ist als in den Flaschenreusen. Die Geschlechterrelation lässt sich trotz der starken Abweichung beim Kammolch in keinem Fall statistisch sichern, was wohl an der geringen Grundgesamtheit liegt. Im Falle der kleinen Molche lässt sich die Geschlechterrelation in den Eimerreusen (und für die gesamten Fänge) hochsignifikant sichern, nicht jedoch in den Flaschenreusen. Das zeigt, dass mit Eimerreusen selektiv häufiger Männchen gefangen werden, während eine solche geschlechterspezifische Selektion bei den Flaschenfallen nicht auftritt.

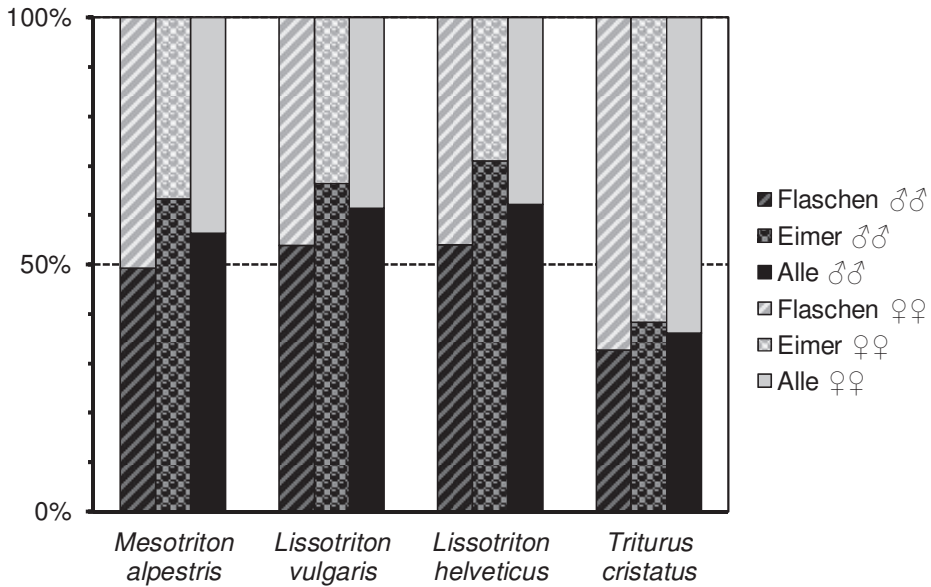


Abb. 23: Geschlechterrelation der vier Molcharten differenziert nach Fängen in Flaschen- und Eimerfallen sowie allen Fängen. Grundgesamtheiten siehe Tabelle 1. *Mesotriton alpestris* Flaschenfallen: $\chi^2 = 5,202$ $p = 0,9976^{xx}$, Eimerfallen: $\chi^2 = 172,347$, $p = 1,429E-34^{***}$, Alle: $\chi^2 = 78,823$ $p = 6,251E-15^{***}$; *Lissotriton vulgaris* Flaschenfallen: $\chi^2 = 16,111$ $p = 0,013^*$, Eimerfallen: $\chi^2 = 422,932$, $p = 3,274E-88^{***}$, Alle: $\chi^2 = 341,127$ $p = 1,239E-70^{***}$; *Lissotriton helveticus* Flaschenfallen: $\chi^2 = 3,328$ $p = 0,767$ n. s., Eimerfallen: $\chi^2 = 88,511$ $p = 6,175E-17^{***}$, Alle: $\chi^2 = 61,964$ $p = 1,794E-11^{***}$; *Triturus cristatus* Flaschenfallen: $\chi^2 = 5,898$ $p = 0,435$ n. s., Eimerfallen: $\chi^2 = 4,457$ $p = 0,615$ n. s., Alle: $\chi^2 = 9,969$ $p = 0,126$ n. s.

2.5 Fangquoten

Natürlich fängt man nicht mit jeder eingesetzten Reuse auch Amphibien. Die größeren und mit vier bis fünf Öffnungen ausgestatteten Fallen haben eine größere Quote (Abb. 24). Immerhin mit 72 % aller Eimer wurden Amphibien gefangen. Bezogen auf Flaschenreusen liegt die Quote bei 44 %, bezogen auf Standorte je drei Flaschenreusen allerdings bei fast 68 %. Molche, Molchlarven und Kaulquappen zeigen vergleichbare Quoten bei Eimerreusen wie Flaschenfallen-Standorten.

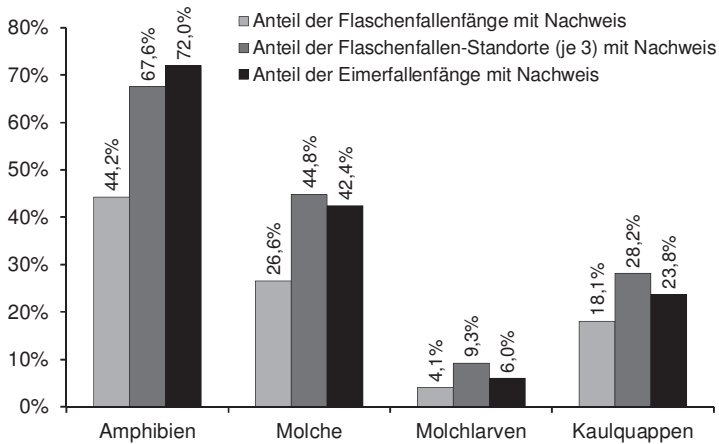


Abb. 24: Anteile der Fallennächte mit positiven Ergebnissen (mindestens ein Tier gefangen) im Vergleich von Flaschenreusen, Flaschenreusen-Standorten (je 3 Fallen) und Eimerreusen. Bei allen untersuchten Gruppen weichen die Verteilungen hochsignifikant von einer Gleichverteilung ab: Amphibien: $\chi^2 = 699,883121$, $p = 0,000^{***}$, Molche: $376,7398754$, $p = 1,556E-82^{***}$, Molchlarven: $51,02830189$, $p = 8,305E-12^{***}$, Kaulquappen: $365,5409702$, $p = 4,205E-80^{***}$

2.6 Einsatz im Monitoring

Im Rahmen des Monitorings werden die Aktivitätsdichten ggf. auf je 100 Fallenöffnungen umgerechnet und so räumlich und zeitlich unmittelbar vergleichbar gemacht (SCHLÜPMANN 2007, 2009).

Im Folgenden will ich einige Anwendungsbeispiele aus der Praxis der Arbeiten in der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet anführen.

Räumlicher Vergleich

Die Zahlen ermöglichen einen Vergleich verschiedener Gewässer. Ein eindrückliches Beispiel bietet Tabelle 2 mit Untersuchungsergebnissen in der Rheinaue Walsum in der Arbeit von SCHLÜPMANN (2009). Weitere Beispiele bieten die Jahresberichte der BIOLOGISCHEN STATION WESTLICHES RUHRGEBIET (z. B. 2010). Ein weiteres, einfacheres Beispiel zeigt die folgende Abbildung 25. Hier werden sowohl die unterschiedlichen Dichten, als auch die Relationen der beiden festgestellten Molcharten deutlich. Der Teichmolch dominiert in diesem Beispiel erstaunlicherweise auch in den schattigen Gewässern über den Bergmolch. Die

Dichte ist in den offenen, von der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet freigestellten Gewässern nicht größer als in den beschatteten.

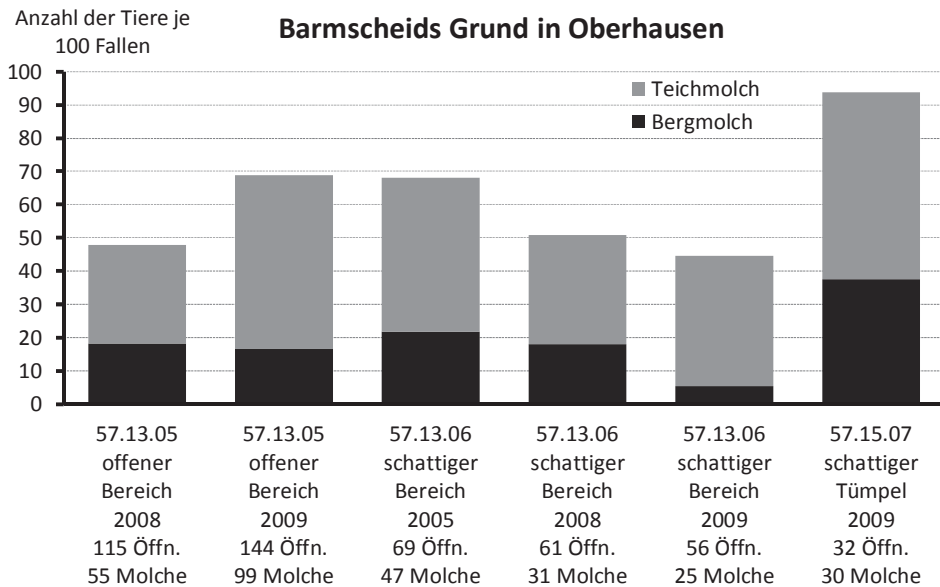


Abb. 25: Im Barmscheids Grund wurden 2005 ein, 2008 zwei und 2009 drei Gewässer untersucht (Nr. 57.13.05, 06, 07). Die Werte repräsentieren die Häufigkeit und die Relation der beiden nachgewiesenen Molche (Bergmolch *Mesotriton alpestris*, Teichmolch *Lissotriton vulgaris*). Die Anzahl der Reusenöffnungen (Flaschen und Eimer) und die Anzahl der gefangenen Molche sind angeführt.

Zeitlicher Vergleich

Auch zeitliche Vergleiche sowohl im Jahresverlauf, als auch von Jahr zu Jahr sind möglich.

Für die Blaue Kuhle, einem Gewässer in der Rheinaue bei Duisburg-Baerl, werden in Abbildung 26 die Anteile gefangener Molche, Molchlarven und Kaulquappen gegenübergestellt. Hier spiegelt sich unabhängig von der Dichte gut das phänologische Geschehen im Gewässer wider. Im Frühjahr sind beide Molcharten (Kammolch, Teichmolch), Teichmolch-Larven und Erdkröten-Kaulquappen zu fangen. Im Sommer sind die Kaulquappen längst entwickelt, dafür treten Larven beider Molche in großen Anteilen auf. Interessanterweise sind auch adulte Tiere beider Molcharten noch vertreten. Im Hochsommer sind dann nur noch deren Larven zu finden, alle anderen Amphibien haben das Wasser verlassen. Überraschend ist hier auch der große Anteil von Kammolch-Larven bei den beiden sommerlichen Fangaktionen. Hier zeigt sich einmal mehr, dass sich die

Fallenfang-Methode sehr gut auch für den Nachweis der Reproduktion und deren Erfolg eignet.

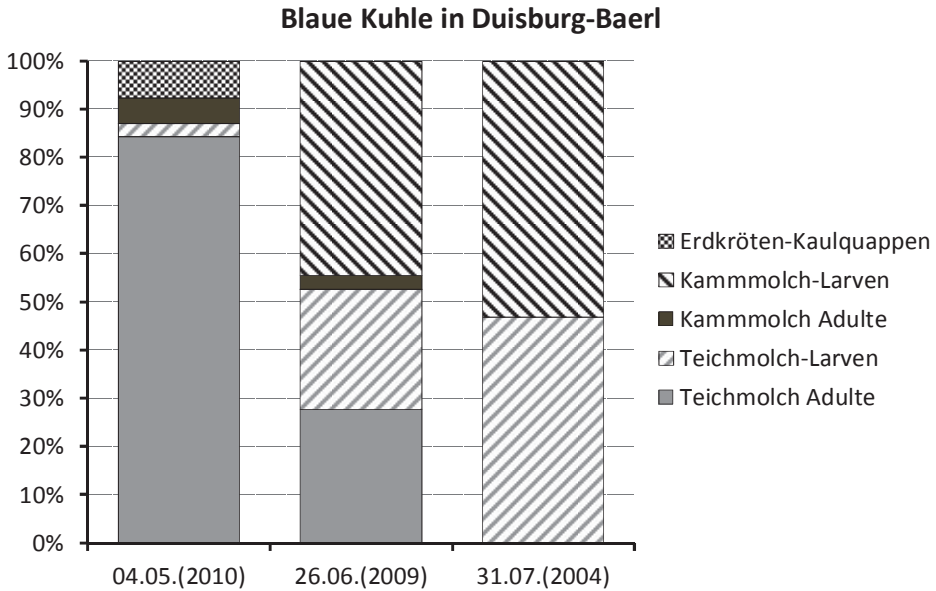


Abb. 26: Die Relation der Fangergebnisse (*Bufo bufo*, *Triturus cristatus*, *Lissotriton vulgaris*), die in einem Gewässer der Rheinaue erzielt wurden zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer, Hochsommer).

Im Herbst 2005 hat der NABU Oberhausen mit Unterstützung der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet (BSWR) am Rande des Hiesfelder Waldes ein neues Gewässer angelegt, in das Erdkröten von einer Straßensammelaktion eingesetzt wurden. Das erklärt auch die große Dichte der Erdkröten-Kaulquappen im ersten Jahr. Molche und Frösche haben sich dagegen ausschließlich von allein angesiedelt. Die BSWR hat das Gewässer seitdem jeweils zur Hauptlaichzeit im Mai beprobt (Abb. 27, 28). Nur im Jahr 2010 wurde wegen der Untersuchungen von J. BLIESENER (vgl. BLIESENER 2010, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014) auf eine vergleichbare Untersuchung verzichtet. Die Untersuchungen zeigen einen Anstieg der Aktivitätsdichten bei allen vier Molcharten, bei Erdkröte und Grasfrosch, was bei den Froschlurchen mit einer nachweisbaren Zunahme einhergeht, aber auch bei den Molchen deren Zunahme repräsentiert. Nachdem 2006 noch keine und 2007 nur einzelne Molche gefangen wurden, kam es 2008 zu einem starken Anstieg. 2011 war für alle Arten ein hervorragendes Jahr.

Gewässer-Neuanlage in Oberhausen-Sterkrade, Neuköln

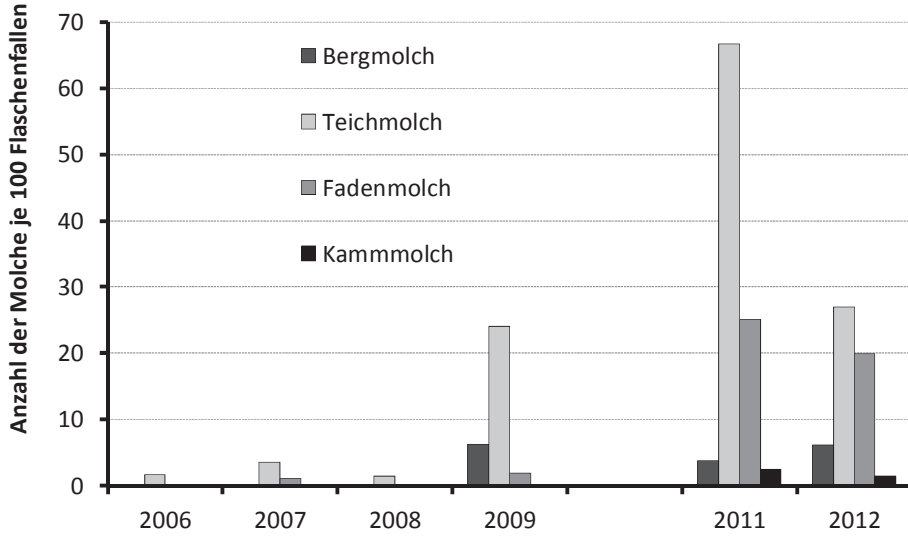


Abb. 27: Entwicklung der Aktivitätsdichten von Molchen (*Mesotriton alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *L. helveticus*, *Triturus cristatus*) in den Jahren 2006 bis 2012 nach Anlage des Gewässers im Herbst 2005.

Gewässer-Neuanlage in Oberhausen-Sterkrade, Neuköln

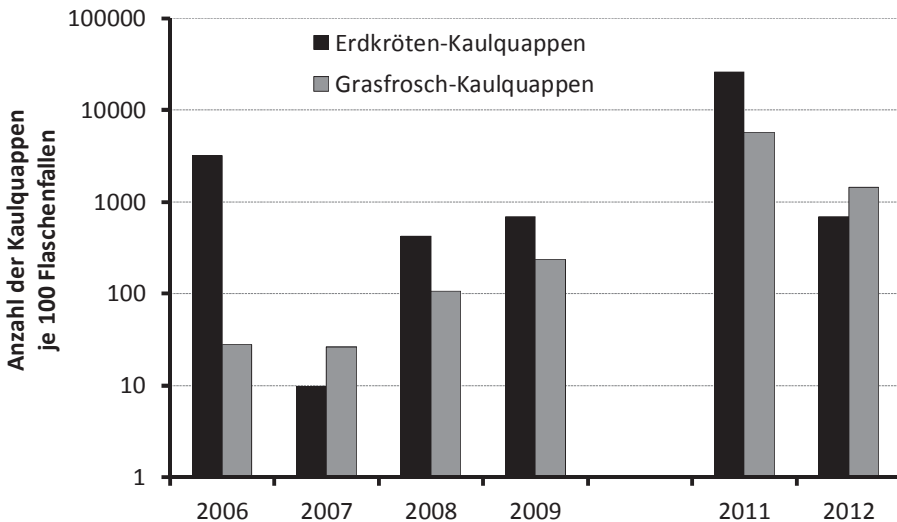


Abb. 28: Entwicklung der Aktivitätsdichten von Erdkröten- und Grasfrosch-Kaulquappen (*Bufo bufo*, *Rana temporaria*) in den Jahren 2006 bis 2012 nach Anlage des Gewässers im Herbst 2005. Beachte die logarithmische Skalierung der Y-Achse.

Teil III Diskussion und Empfehlungen

1 Voraussetzungen für ein Monitoring

Die anzuwendenden Methoden im Rahmen eines Monitorings müssen *standardisierbar* und *langfristig wiederholbar* sein. Dabei ist förderlich, wenn die Methode möglichst wenig von der Person abhängt. Sichtmethoden (z. B. SCHWERDT 2011) und Kescherfang (vgl. FELDMANN 1975, JAHN & JAHN 1997, SCHLÜPMANN 2013) sind zwar bei Molchen sehr effektiv, bleiben personenabhängig und werden auch von der Struktur und Vegetationsdichte beeinflusst (GRIFFITHS et al. 1996). Hier besteht besonders bei Wechsel des Personals die Gefahr, dass die Zahlen nur noch bedingt vergleichbar sind. Die unbegrenzte Wiederholbarkeit ist zwar gegeben, doch bleibt die Standardisierbarkeit ein Unsicherheitsfaktor.

Der Einsatz von Fallen ermöglicht, bei Festlegung des Typs bzw. der Typen und der Positionierung, dagegen eine von der Person weitgehend unabhängige Standardisierung. Wichtig für die langfristige Wiederholbarkeit ist allerdings, dass die Fallen auch zukünftig in der gewählten Form und Ausführung verfügbar sind. Das ist durch einen Nachbau einer gut beschriebenen Falle möglich, wenn die verwendeten oder gleichwertige Materialien auch zukünftig zu beschaffen sind. Dabei sollte der Aufwand für den Nachbau einer Falle m. E. gering sein, die für den Bau notwendigen Materialien und Gegenstände, sollten universell und erwartungsgemäß auch zukünftig verfügbar sein.

Im Handel käuflich zu erwerbende Fallen, insbesondere Köderfischreusen (z. B. HAACKS & DREWS 2008) und amerikanische „minnow traps“ (& KRONSHAGE & GLANDT 2014) sind hier m. E. problematisch. Zum einen variieren die Modelle ganz erheblich und die Verfügbarkeit eines gewählten Modells hängt vom Hersteller ab, dessen Zukunft nicht in unserer Hand liegt und der sich auch kaum an dem kleinen Markt der Feldherpetologen orientieren wird.

Ein weiterer Aspekt erscheint mir wichtig: Abgesehen von der landschaftlichen *Repräsentativität* des Monitoringprogramms, die ich hier nicht behandeln möchte, spielt auch die Repräsentativität des Fangs innerhalb des zu untersuchenden Gewässers eine große Rolle (HAACKS et al. 2009, vgl. auch BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014, Teil II dieses Beitrages). Nur wenn sie gewährleistet werden kann, wird ein Monitoringprogramm wirklich gelingen.

Über die Notwendigkeit von Standardisierbarkeit, Wiederholbarkeit und Repräsentativität in Monitoringprogrammen besteht sicher eine allgemeine Einigkeit (z. B. GREENWOOD & ROBINSON 2006).

2 Beschaffung, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten

In Hinblick auf Beschaffung, Preis und Herstellung sind Flaschen- und Eimerreusen unschlagbar (vgl. auch SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GONSCHORREK 2011). Die benötigten Gegenstände (Flaschen, Eimer etc.) wird man sicher auch langfristig im Handel erhalten. Die Wiederholbarkeit von Untersuchungen ist weltweit und unabhängig von der Person und auf Dauer gegeben. Der Transport der einfachen Flaschen- aber auch der Eimerreusen ist problemlos in größerer Anzahl mit dem Auto möglich. Die Flaschenreusen können in Tragetaschen, die Eimer am Henkel ins Gelände getragen werden. Nur Köderfischreusen sind in dieser Beziehung noch besser zu handhaben.

Vor- und Nachteile verschiedener Fallentypen und Fangmethoden wurden nutzwertanalytisch von SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) detailliert bewertet. Dabei schneiden Flaschen- und Eimerreusen sowie der kombinierte Einsatz beider Fallen bei fast allen Kriterien durchweg sehr gut ab. Auch GONSCHORREK (2011, 2014) kommt zu einer ähnlichen Bewertung.

Es können je nach Gewässergröße problemlos 30-90 Flaschenfallen und 10-30 Eimerreusen je Gewässer eingesetzt werden. Gegenüber großen, sperrigen und schweren Reusenfallen, von denen man stets nur einzelne ausbringen wird, ermöglichen Flaschenreusen damit ein hervorragendes Maß an Repräsentativität des Fangs.

Die Wandelbarkeit für abweichende Fragestellungen ist bei Flaschenreusen nahezu unbegrenzt (siehe vorangegangenen Abschnitt I, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014).

3 Fängigkeit

Art-, geschlechts- und stadienspezifische Unterschiede bei der Effektivität von Erfassungsmethoden und der Fängigkeit von Fallentypen sind naturgemäß zu erwarten und Gegenstand vieler feldherpetologischer Studien (z. B. GRIFFITHS et al. 1996, JAHN & JAHN 1997, JENKINS et al. 2002, WILLSON & DORCAS 2003, 2004, WEDDELING et al. 2004, LAUFER 2009, WEINBERG & DALBECK 2009, LÜSCHER & ALTHAUS 2009, GONSCHORREK 2011, 2014, KRONSHAGE & GLANDT 2014). Der Verfasser hatte in einer früheren Arbeit (SCHLÜPMANN 2009) bereits die hier ausführlich behandelten Fallentypen mit Gaze-Kastenreusen und BIM-Stellrahmenreusen verglichen und gezeigt, dass Flaschenreusen am Ufer die höchste Fängigkeit besitzen und Eimerreusen in ihrer Fängigkeit Gazereusen ähneln. Der Einsatz von Flaschenreusen ist demnach die mit Abstand beste Fangmethode, in den meisten Gewässern reicht ihr Einsatz zur Erzielung guter Ergebnisse bereits aus. Die herausragende Fängigkeit der Flaschenreusen zeigen auch die Untersuchungen und Analysen von GONSCHORREK (2011, 2014).

Es ist ein häufig gemachter Fehler, die Ergebnisse von Fängen mit einzelnen Flaschenreusen mit denen größerer Fallen zu vergleichen (etwa KOLOZSVARY 2003, LAUFER 2009). Dabei werden Flaschenreusen naturgemäß schlechter abschneiden. Tatsächlich sind die Fangquoten der am Ufer positionierten Fallen bezogen auf die Größe und die Öffnungsfläche der Reusenöffnung jedoch hervorragend (vgl. hierzu auch GONSCHORREK 2011, 2014). Das ist aber nicht nur ein akademisches Ergebnis, es ist auch von großer Bedeutung für die praktische Anwendung. Entscheidend ist nämlich nie das Ergebnis, dass ich mit einer einzelnen Falle erziele, sondern ausschließlich das Gesamtergebnis, das bezogen auf das zu untersuchende Gewässer mit meinem gesamten Fangequipment erzielt wird. Hier schneiden Flaschenfallen durchweg am besten ab (vgl. SCHLÜPMANN 2009), nicht weil die Ergebnisse mit einzelnen Flaschen besser wären, sondern weil,

1. sie bezogen auf ihre Größe tatsächlich ungewöhnlich viele Fänge erbringen, ihre Fängigkeit nachweisbar am größten ist (vgl. SCHLÜPMANN 2009 sowie Teil II dieser Arbeit, GONSCHORREK 2011, 2014) und

2. von den Flaschenreusen wegen ihrer geringen Größe (und der geringen Kosten) ein Vielfaches der sperrigen, aufwendigen und teuren Kastenreusen, Lichtfallen oder Auftauchfallen in Gewässern ausgelegt wird. Bereits eine Dreiergruppe von Flaschen (gewissermaßen eine Falleneinheit) übertrifft die meisten anderen Wasserfallen (vgl. SCHLÜPMANN 2009 sowie die in Teil II veröffentlichten Daten).

Der Vergleich von Flaschenreusen und Eimerfallen in Teil II bestätigt im Wesentlichen die Ergebnisse, die ich bereits früher zusammengestellt hatte (SCHLÜPMANN 2009). Im Vergleich zu den von mir bereits veröffentlichten Daten haben sich mit der zunehmenden Datenbasis aber die Relationen im Vergleich der Fängigkeit der beiden Fallentypen bei den Molchen noch etwas verschoben und zeichnen inzwischen ein etwas klareres Bild ab. Das gilt insbesondere für Kammolch- und Fadenmolch-Männchen, aber auch für Bergmolch-Männchen. Dies wird bei Berg-, Teich- und Kammolchen auch durch die Untersuchungen von GONSCHORREK (2011, 2014) und BECKMANN & GÖCKING (2012) gestützt, die zu ähnlichen Ergebnissen kommen. Bei den Kaulquappen und den Schwanzlurch-Larven bestätigt sich das bereits von SCHLÜPMANN (2009) aufgezeigte Bild.

Die Untersuchungen zeigen auch, dass die Fallen eine geschlechterspezifische Selektivität besitzen. Bei sehr großen Stichprobenumfängen ist von einer mehr oder weniger ausgeglichenen Geschlechterrelation auszugehen (SCHLÜPMANN et al. 1996, SCHLÜPMANN 2013). Ein ausgeglichenes Verhältnis zeigt sich tatsächlich bei den kleinen Molchen in den Flaschenfallen, nicht aber in den Eimerfallen. Hier sind die Männchen signifikant häufiger. Stark weicht das Bild beim Kammolch ab, doch sind meine Zahlen bei dieser Art noch zu gering, um sie statistisch zu sichern. Immerhin fand auch ORTMANN (2009) in den Eimerfallen mehr Weibchen. Die Ursachen des Weibchen-Überschusses sind bei dieser Art aber noch nicht ausreichend bekannt. Andererseits konnte ich zeigen, dass Männchen selektiv häufiger in Eimerfallen gefangen werden. Insofern kann es sich

tatsächlich um eine nur methodisch bedingte Verschiebung der Geschlechterrelation handeln.

Stärkere Fänge in den Flaschenfallen bedeuten, dass sich die Tiere stärker am Ufergrund aufhalten und daher hier häufiger gefangen werden. Ein Überwiegen der Fänge in den Eimerreusen zeigt dagegen, dass sich die Tiere verstärkt schwimmend in der freien Wassersäule aufhalten. Hier zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Analysen von BLIESENER & SCHLÜPMANN (2014) sowie einiger weiterer Autoren zu bevorzugten Gewässerbereichen (z. B. DOLMEN 1983, LÖSCHENKOHL 1986, GRIFFITHS 1987, GRIFFITHS & MYLOTTE 1987, BRAZ & JOLY 1994) sowie in den vergleichenden Studien zu Fallen von GONSCHORREK (2011) sowie BECKMANN & GÖCKING (2012).

Flaschenreusen, die am Ufer ausgelegt werden, erbringen zwar insgesamt deutlich bessere Ergebnisse als schwimmende Eimerreusen, aber zumindest ein kleiner Teil der Tiere wird besser mit Eimerreusen erfasst. Das gilt nachweislich für Kammolch- und Teichmolch-Männchen sowie Kammolch-Larven. Bei Kammolch-Weibchen und Wasserfrosch-Kaulquappen scheinen Eimer- und Flaschenfallen gleichermaßen gute Ergebnisse zu liefern. Für alle anderen gilt, aufgrund ihrer überwiegend benthischen oft auch uferbezogenen Lebensweise werden sie in den Flaschenreusen am Ufergrund häufiger erfasst. Insgesamt machen die Ergebnisse deutlich, dass für repräsentative Untersuchungen die Kombination beider Fallentypen ideal ist. Mindestens wenn Teichmolche und Kammolche vertreten sind oder die Untersuchungen ohnehin vor allem dem Kammolch-Monitoring dienen, ist der Einsatz von Eimerreusen notwendig. Für von mir nicht untersuchte Arten und Stadien, die überwiegend pelagisch leben, etwa Laubfrosch-Kaulquappen (vgl. LÖSCHENKOHL 1986), wage ich vergleichbare Vorhersagen.

Ziel ökologischer Untersuchungen wäre die Ermittlung von realen Populationsgrößen oder Abundanz (Tiere je Flächen- oder Raumeinheit). Beides setzt einen Totalzensus (SCHLÜPMANN 2013) oder Fang-Wiederfangmethoden mit Populations-schätzung (z. B. GLANDT 1982) voraus. In der Praxis wird dies wegen der aufwendigen Markierungs- und Wiedererkennungsmethoden oder bei invasiven Markierungsmethoden aus Tierschutzgründen derzeit kaum oder nur selten zu realisieren sein. Die fortschreitende Computertechnologie mit Software für die Mustererkennung könnte dies bald vereinfachen, dennoch bleibt der Aufwand erheblich größer. Vorerst werden jedenfalls einfache Fangmethoden in der Praxis häufiger bleiben.

Die Fangergebnisse mittels Reusenfallen sind aber keine Individuendichten (Abundanz) sondern Aktivitätsdichten. Sie werden von zwei Einflussfaktoren bestimmt: 1. Reale Dichte und 2. Aktivität der Tiere (SCHWERDTFEGER 1979). Aktivitätsdichten sind daher abhängig von der lokomotorischen Aktivität der zu erfassenden Tiere. Diese wird mitbestimmt von der Tageszeit, der Umgebungstemperatur, dem Sauerstoffgehalt des Wassers, dem Nahrungsangebot und seiner Verteilung im Wasser (vgl. z. B. BRAZ & JOLY 1994), dem Angebot an Eiablageplätzen, dem Auftreten und den Aufenthaltsorten der Prädatoren, bei

Molchen auch den Aufenthaltsorten der Weibchen. Insgesamt sind also viele in ihrer Bedeutung nicht bekannte oder kaum abzuschätzende Faktoren mitverantwortlich für die Fangraten. Dabei spielen natürlich auch Art und Geschlecht oder das Larvenstadium eine Rolle. Dennoch geht man in der Ökologie mit einigem Recht davon aus, dass die Aktivitätsdichten aber nicht nur die spezifische Aktivität sondern auch die Dichte der zu erfassenden Tiere widerspiegelt (SCHWERDTFEGER 1979, MOSS et al. 1982). Dass Aktivitätsdichten in einer mehr oder weniger linearen Beziehung zur realen Dichte (und damit Populationsgröße) stehen wird demnach vorausgesetzt. Die Korrelation wird in der Studie von ORTMANN (2009) für Kammmolche tatsächlich bestätigt. Bereits die großen Unterschiede der Aktivitätsdichten von Gewässer zu Gewässer (z. B. SCHLÜPMANN 2009) deuten das an. Einzelne Beispiele aus der Praxis (Teil II 2.6) machen deutlich, dass das tatsächlich der Fall sein dürfte. Da im Einzelfall nicht entschieden werden kann, welchen Einfluss Abundanz oder Aktivität auf das Ergebnis haben, ist aber nicht zweifelfrei auf die Abundanz zu schließen. Untersuchungen zur Beziehung der Aktivitätsdichte zur realen Abundanz sind daher überaus wichtig und sinnvoll. Und natürlich muss auch betont werden, dass die Ermittlung einer realen Populationsgröße mittels Fang-Wiederfang, Wegfang oder Totalzensus (vgl. bei SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN 2013) gegenüber Aktivitätsdichten letztlich unersetzbar ist und bleibt.

Die Ermittlung normierter Aktivitätsdichten (Tiere je 100 Flaschenreusenöffnungen) erlaubt Vergleiche zwischen morphologisch und physiologisch ähnlichen Arten mit vergleichbaren Ansprüchen (z. B. die Gilden Molche, Molchlarven und Kaulquappen) und ermöglicht so auch räumliche und zeitliche Vergleiche. Dafür sind einige Beispiele angeführt. Die Methode der Aktivitätsdichtebestimmung mittels Flaschen- und Eimerreusen ist somit für ein Monitoring geeignet, bei dem Vergleiche von Gewässer zu Gewässer gemacht werden sollen und die Entwicklung des Bestandes zu erfassen ist.

4 Umgang mit Problemen und Verhinderung von Verschleppungen

Die von manchen Autoren betonte erhöhte Mortalität in Flaschenfallen (z. B. MEYER 2005) trifft nur für den Einsatz unter Wasser zu, bei Positionierungen am Ufer und an der Wasseroberfläche mit Perforation und Luftkontakt ist sie nicht festzustellen (SCHLÜPMANN 2009). Bei richtiger Handhabung (siehe SCHLÜPMANN 2007, 2009, Teil I) bestehen mit Flaschenfallen demnach keine Probleme. Nur bei plötzlich steigenden Wasserständen können am Ufer befestigte Fallen zum Problem werden (SCHLÜPMANN 2009). Mit Schwimm- und Eimerreusen sind derlei Probleme nicht bekannt.

Ein Problem, das zunächst prinzipiell für alle Fallen gilt, ist die Verschleppung von Krankheitserregern und anderen Organismen.

Insbesondere der Chytridpilz wird als sehr problematisch erkannt (SCHMIDT et al. 2009, BÖLL 2014). Ein Austrocknen der Fallen lässt den Erreger absterben (SCHMIDT et al. 2009). Das heißt, dass beim Wechsel von einem Gebiet in ein anderes das Fallenequipment sowie Stiefel solange trocken stehen sollten, bis sie tatsächlich abgetrocknet sind. Zu beachten ist, dass Spalten, Ecken und röhrenartige Schwimmer an den Fallen nur sehr langsam abtrocknen. Ggf. muss der erneute Einsatz auch verschoben werden. Dem Problem mangelhafter Abtrocknung in den röhrenartigen Schwimmern aus Rohrisolierungen kann durch die Verwendung anderer leicht trocknender Schwimmer (kleine Plastikflaschen) einfach begegnet werden (DRECHSLER et al. 2010).

Auch die Verschleppung von makroskopischen Pflanzen und kleinen Tieren (z. B. kleinen Wasserkäfern) ist zwar selten, kommt aber vor. Problematisch sind insbesondere Wasserlinsen (*Lemna* sp., *Spirodela polyrrhiza* u. a.) (vgl. SCHLÜPMANN 2009), die sich in jede Ritze drängen und überall an den Wänden kleben (Abb. 29a-b). Hier hilft nur eine sehr gründliche Reinigung oder ein längeres Abtrocknen.



Abb. 29a-b: Das Vorkommen von Wasserlinsen erschwert den Einsatz von Fallen erheblich. Nur eine gründliche Reinigung oder eine mehrtägige Abtrocknung kann helfen. Fotos: M. Schlüpmann.

Allerdings sollte der Aspekt der Verschleppung auch nicht überwertet werden, denn auch Enten, Gänse, Wasserinsekten u. a. verschleppen ggf. Keime oder Pflanzenteile. Die meisten Wasserinsekten können im Imaginalstadium fliegen und verbreiten sich so auf natürlichem Wege. Entscheidend ist oftmals nicht, ob und auf welchem Wege sie in ein neues Gewässer gelangen, sondern ob sie hier geeignete Lebensbedingungen vorfinden. Lemneeten werden immer nur in hypertrophen Gewässern zum Problem. Dorthin gelangen sie aber zumeist mit Wasservögeln.

5 Beifänge

In erheblichen Anzahlen werden mit den Flaschen- und Eimerreusen auch wirbellose Tiere gefangen. Dabei werden besonders die aktiv schwimmenden Tier-

arten (Käfer, Wanzen, Eintagsfliegen) erfasst und in den Uferfallen auch kriechende Tiere (Schnecken). Andere Tiere gehen dagegen nur zufällig und in geringer Zahl in die Fallen (z. B. Libellenlarven, Muscheln). Tatsächlich sind Flaschenreusen seit langem eine bekannte Methode, um Wasserkäfer zu fangen (vgl. z. B. SCHOLZ-STARKE 2004). Dabei werden die Fallen zumeist mit Fleisch (oft Leber) beködert. Aber nach meiner Erfahrung werden auch in unbeköderten Fallen große Mengen an Schwimm- und Wasserkäfern, aber auch Wasserwanzen, ggf. kleine Fische und in Uferfallen auch bodengebundene Wirbellose gefangen. Da viele Schwimmkäfer, Wasserwanzen und deren Larven sowie Klein- und Jungfische Prädatoren insbesondere der Amphibienlarven sind, empfehle ich sie grundsätzlich mit zu protokollieren. Damit erhält man auch einen Eindruck von der Dichte der Prädatoren in einem Gewässer. Größere Schwimmkäfer beeinflussen eventuell auch das Fangergebnis, da sie u. U. Amphibienlarven und seltener (Gelbrandkäfer) auch adulte Molche in den Fallen fressen.

In diesem Zusammenhang möchte ich auch betonen, dass ich die Beködierung von Fallen gerade wegen der Anlockung auch größerer Schwimmkäfer (Gelbrandkäfer, Furchenschwimmer) ablehne.

6 Empfehlungen für den Einsatz

Im Rahmen von Bestandsaufnahmen ist der Einsatz von Flaschenreusen, die in Dreiergruppen am Ufer ausgelegt werden, in Kombination mit einem Drittel Eimerreusen zu empfehlen. Die Anzahl der Eimerreusen entspricht dann etwa der Anzahl Standorte für Uferfallen. Mit der Kombination wird die wichtige Uferzone ebenso abgedeckt, wie die des Freiwasserbereiches. Unterschiede in der Verteilung der Arten, Geschlechter und Larven auf die Gewässerkompartimente (vgl. SCHLÜPMANN 2009, BECKMANN & GÖCKING 2012, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014 sowie dieser Beitrag) werden so ausgeglichen. Mit dem Einsatz sehr vieler Fallen wird zudem ein großes Maß an Repräsentativität erreicht.

Bis zu mehr als 30 Uferstandorte (je 3 Flaschen) und 30 Eimer werden je Gewässer eingesetzt. Tabelle 6 bietet eine Empfehlung. Bei Gewässern bis ca. 1.800 m² Wasserfläche ist eine gleichmäßige Verteilung der Flaschenreusen-Standorte möglich (Abstand der Standorte ca. 5 m). Eine gegenseitige Beeinflussung der Fängigkeit durch die jeweils benachbarten Fallenstandorte ist so sicher sehr gering. Die Anzahl der Standorte für Eimerfallen bzw. Flaschenfallenstandorte (y) kann man anhand der Uferlinie (x in m) gemäß $y = 0,2x$ berechnen. Da zwei Personen aber mehr als 30 Eimer und 30 x 3 Flaschenfallen nicht mehr sinnvoll an einem Tag handhaben können endet die Möglichkeit einer gleichmäßigen Verteilung bei einer Uferlänge von 150 m (ca. 1800 m²). Für eine einzelne Person würde ich die Hälfte des Fallenequipments empfehlen, da der Aufwand sonst zu groß wird. Eine gleichmäßige Verteilung endet dann bereits bei etwa 75 m Uferlinie. Bei größeren Gewässern sollte anhand der Uferstrukturen eine repräsentative Verteilung gewählt werden, wobei die unterschiedlich strukturierten Zonen eines Gewässers berücksichtigt werden.

Weitere Einzelheiten zum Einsatz wurden bereits von SCHLÜPMANN (2007, 2009), sind aber auch in dieser Arbeit (Teil I) beschrieben.

Tab. 6: Empfehlung für die Zahl einzusetzender Flaschenreusen und Eimerfallen bei der Erfassung von Molchen und Amphibienlarven in stehenden Kleingewässern.

Uferlinie	Durchmesser ca.	Wasserfläche ca.	Flaschen- Fallenstandorte mit je 3 Fallen		Eimer	
			2 Pers.	1 Pers.	2 Pers.	1 Pers.
5 m	1,6 m	2 m ²	1	1	-	-
10 m	3,2 m	8 m ²	2	2	1	1
25 m	8,0 m	50 m ²	5	5	5	5
50 m	16,0 m	200 m ²	10	10	10	10
75 m	24,0 m	450 m ²	15	15	15	15
100 m	32,0 m	800 m ²	20	≥ 15	20	≥ 15
150 m	48,0 m	1800 m ²	30	≥ 15	30	≥ 15
> 150 m	> 48,0 m	1.800 m ²	≥ 30	≥ 15	≥ 30	≥ 15

7 Ausblick

Inzwischen sind Flaschen- und Eimerfallen in ihrer Fängigkeit ausreichend erprobt (GRIFFITHS et al. 1996, SCHLÜPMANN 2007, 2009, diese Arbeit, WEINBERG & DALBECK 2009, ORTMANN 2009, DRECHSLER et al. 2010, GONSCHORREK 2011, BECKMANN & GÖCKING 2012). Die eingangs aufgestellten Forderungen in Hinblick auf Wiederholbarkeit und Repräsentativität sind bei einem Einsatz solcher Fallen in der aufgezeigten Form erfüllt.

Forschungsbedarf zu verschiedenen Fragen besteht zweifelsohne (vgl. GLANDT 2014). Insbesondere die Frage, ob und wie aus den Fängen auf die reale Populationsgröße geschlossen werden kann, wäre zu klären. Eine Korrelation der Eimerreusen-Fallenfänge mit der Populationsgröße ist nach ORTMANN (2009) erst ab 20 Kontrollen mit je nach Gewässer 8-24 Eimerreusen möglich. Dieser Aufwand ist personell und finanziell nicht zu erfüllen, so dass ein Monitoring einzelner Populationen über wenige Kontrolljahre kaum realistisch erscheint. Doch möchte ich hier einwenden, dass im langjährigen Mittel auch bei weniger Kontrollen je Laichsaison Trends mit großer Wahrscheinlichkeit sichtbar werden. Dazu kommt, dass letztlich nicht Trends in einzelnen Gewässern entscheidend sind, sondern nur der Trend in einer ganzen Region. Der aber dürfte bei einer ausreichenden Zahl von untersuchten Gewässern durchaus statistisch relevante Trends liefern. Den Pessimismus von ORTMANN möchte ich daher nicht unterzeichnen. Ein weiterer Aspekt erscheint mir erwähnenswert: Die Repräsentativität des Fallenfangs wird auch bei Kammolchen durch den kombinierten Einsatz der Eimerfallen mit Flaschenfallen deutlich verbessert. Der von ORTMANN

erwähnte Einfluss von Exposition, Struktur und Vegetationsdichte wird so zumindest gemindert.

Die Möglichkeiten mit einfachen Hilfsmitteln wirkungsvolle Wasserfallen herzustellen erlauben ohne größere finanzielle Investitionen für alle Beteiligten die Durchführung von Monitoring-Programmen. Warum große, teure, schwer beschaffbare oder aufwendig zu bauende Reusenfallen verwenden oder sich von hersteller- und händlerspezifischen Modellen anhängig machen, wenn es leichte, einfache und preiswerte Fallen gibt, die alle Voraussetzungen erfüllen und mit denen beste Ergebnisse erzielt werden?

Danksagung

Ich danke allen, die mich im Laufe der Jahre als Zivildienstleistende, Bundesfreiwilligendienstler, Praktikanten und Kollegen der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet bei den Untersuchungen unterstützt haben. Insbesondere Dipl.-Biol. JULIA BLIESENER (Essen) und Dipl.-Biol. DANIELA SPECHT (Hünxe) möchte ich für ihre Unterstützung herzlich danken. Auch ANDREAS KRONSHAGE und den Kursteilnehmern des „Herpetokurses“ am Heiligen Meer sei gedankt. Dr. ANDREAS KRONSHAGE und Dr. DIETER GLANDT danke ich für die Durchsicht des Manuskriptes und die wertvollen Kommentare.

Literatur

- BECKMANN, C. & C. GÖCKING (2012): Wie die Motte zum Licht? Ein Vergleich der Fängigkeit von beleuchteten und unbeleuchteten Wasserfallen bei Kamm-, Berg- und Teichmolch. – Zeitschrift für Feldherpetologie **19**: 67-78.
- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen **6**: 111-116.
- BIOLOGISCHE STATION WESTLICHES RUHRGEBIET (2010): Bericht für das Jahr 2009. – Jahresberichte der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet **7**: 1-90.
- BLAB J., NOWAK, E., SUKOPP, H. & W. TRAUTMANN (Hrsg.) (1977): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Greven (Kilda-Verlag). Naturschutz aktuell **1**, 67 S.
- BLIESENER, J. (2010): Zeit- und räumliches Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven in einigen ausgewählten stehenden Gewässern. – Diplomarbeit, Universität Düsseldorf, Fachbereich Biologie.
- BLIESENER, J. & M. SCHLÜPMANN (2014): Räumlich differenzierte Erfassung von Molchen (Gatt. *Mesotriton*, *Lissotriton*, *Triturus*) und deren Larven in Gewässern mittels Flaschenreusen – ein Beitrag zur Bedeutung von Ufer und Wassertiefe beim Einsatz von Wasserfallen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 77-116.

- BÖLL, S. (2014): Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers *Batrachochytrium dendrobatidis* über Wasserfallen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 281-292.
- BRAZ, E. & P. JOLY (1994): Micro-habitat use, resource partitioning and ecological succession in a size-structured guild of newt larvae (g. *Triturus*, Caudata, Amphibia). – Archiv für Hydrobiologie **131**: 129-139.
- BRIGGS, L., RANNAP, R., PAPPEL, P., BIBELRIETHER, F. & A. PÄIVÄRINTA (2006): Monitoring Methods for the Great Crested Newt *Triturus cristatus*. – Project Report "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic region". Life2004Nat/EE/000070. Action A2. Tallinn-Odense.
- CALEF, G. W. (1973): Natural mortality of tadpoles in a population of *Rana aurora*. – Ecology **54** (4): 741-758.
- GRESSWELL, W. & R. WHITWORTH (2004): An assessment of the efficiency of capture techniques and the value of different habitats for the great crested newt *Triturus cristatus*. – English Nature Research Reports **576**: 1-75.
- DOLMEN, D. (1983): Diel Rhythms and Microhabitat Preference of the Newts *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* at the Northern Border of their Distribution Area. – Journal of Herpetology **17**: 23-31.
- DRECHSLER, A., BOCK, D., ORTMANN, D. & S. STEINFARTZ (2010): Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. – Herpetology Notes **3**: 13-21.
- FASOLA, M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. – Amphibia-Reptilia **13**: 227-233.
- FELDMANN, R. (1975): Methoden und Ergebnisse quantitativer Bestandsaufnahmen an westfälischen Laichplätzen von Molchen der Gattung *Triturus* (Amphibia: Caudata). – Faunistisch ökologische Mitteilungen **5**: 27-33.
- FELDMANN, R. (1976): Rote Liste der im Landesteil Westfalen (Land NRW) gefährdeten Amphibien- und Reptilienarten. – Natur und Landschaft **51**: 39-41.
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandridae). – Amphibia-Reptilia **4**: 317-326.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. – Wiebelsheim (Quelle und Meyer).
- GLANDT, D. (2014): Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 9-50.
- GONSCHORREK, K. (2011): Erfassung der häufigen Amphibienarten in NRW für ein Langzeitmonitoring – ein Methodenvergleich. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftsökologie des Fachbereichs Geowissenschaften der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster.
- GONSCHORREK, K. (2014): Erfassung der heimischen Molcharten im nördlichen Westfalen – ein Methodenvergleich. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 161-178.
- GRAYSON, K. L. & A. R. ROE (2007): Glow sticks as effective bait for capturing aquatic amphibians in funnel traps. – Herpetological Review **38**: 168-170.
- GREENWOOD, J. D. & R. A. ROBINSON (2006): 2 Principles of sampling. S. 11-86 in: SUTHERLAND, W. J. (ed.): Ecological Census Techniques. – Cambridge (Cambridge University Press).
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. – Herpetological Journal **1**: 5-10.
- GRIFFITHS, R. A. (1987): Microhabitat and seasonal niche dynamics of Smooth and Palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus* at a pond in mid-Wales. – Journal of Animal Ecology **56**: 441-451.

- GRIFFITHS, R. A. & V. J. MYLOTTE (1987): Microhabitat selection and feeding relations of smooth and warty newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*, at an upland pond in mid-Wales. – *Holarctic Ecology* **10**(1): 1-7.
- GRIFFITHS, R. A., RAPER, S. J. & L. D. BRADY (1996): Evaluation of a standard method for surveying common frogs (*Rana temporaria*) and newts (*Triturus cristatus*, *T. helveticus* and *T. vulgaris*). – JNCC Report No. 259 Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- HAACKS, M. & A. DREWS (2008): Bestandserfassung des Kammmolchs in Schleswig-Holstein. Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **15**: 79-88.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A. ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammmolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. – *Natur und Landschaft* **84**: 276-280.
- HALLIDAY, T. (2006): 7 Amphibians. S. 278-296 in: SUTHERLAND, W. J. (ed.): *Ecological Census Techniques*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- HARDMAN, C. J., MACKLEY, E. K. & D. B. HARRIS (2010): Wildlife surveys Chapter 9: Amphibian Surveys In: RSPB/NE Countdown 2010: Bringing Reedbeds to Life Project.
- JAHN, P. & K. JAHN (1997): Vergleich qualitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. – *Mertensiella* **7**: 61-69.
- JEHLE, R., BOUMA, P., SZTATECSNY, M. & J. W. ARNTZEN (2000): High aquatic niche overlap in the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). – *Hydrobiologia* **437**: 149-155.
- JENKINS, C. L., MCGARIGAL, K. & L. R. GAMBLE (2002): A comparison of aquatic surveying techniques used to sample *Ambystoma opacum* larvae. – *Herpetological Review* **33**: 33-35.
- KARLSSON, T. (2004): Estimating Population Sizes, Viability and Sensitivity of the Crested Newt (*Triturus cristatus*) at a Landscape Scale. – Examination Project Work, Biology: Master of Science University of Kalmar.
- KOLOZSVARY, M. B. (2003): Hydroperiod of wetlands and reproduction in Wood Frogs (*Rana sylvatica*) and Spotted Salamanders (*Ambystoma maculatum*). – Thesis The University of Maine.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014): Minnow traps from North America as tools for monitoring Amphibians – first results from European newt populations. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **77**: 51-76.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 133-139.
- KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? Eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammmolch. – *Rana*, Sonderheft **4**: 137-144.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammmolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 291-304.
- LÖSCHENKOHL, A. (1986): Niche Partitioning and Competition in Tadpoles. In: ROČEK, Z. (Ed.): *Studies in Herpetology*. – *Proceedings of the European Herpetological Meeting Prague 1985*: 399-402.
- LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (1998): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage. – Pareys Studentexte **74** Berlin (Parey Buchverlag).
- LÜSCHER, B. & S. ALTHAUS (2009): Amphibien in der Märchligenau bei Bern – Diskussion zweier Erfassungsmethoden. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & WEDDELING, K. (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 305-310.

- MEYER, S. (2005): Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammolchpopulationen (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts. – Dissertation Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- MICACCHION, M. (2004): Integrated Wetland Assessment Program. Part 7: Amphibian. – Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Ohio Wetlands. Ohio EPA Technical Report WET/2004-7. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio.
- MONKA, M. & VOSS, W. (2002): Statistik am PC. Lösungen mit Excel. 3., überarbeitete und aktualisierte Auflage. – München, Wien (Hanser).
- MOSS, R., WATSON, A. & J. OLLASON (1982): Animal population dynamics. Outline Studies in Ecology. – New York (Chapman and Hall).
- NEUMANN, B., NEUMANN, H. & W. A. ROWOLD (2010): Vereinfachter Einsatz von Kleinfischreusen bei der aquatischen Erfassung von Lurchen. – Zeitschrift für Feldherpetologie **17**: 97-97.
- ORTMANN, D. (o. J.): Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen. – Manuskript, unveröff.
- ORTMANN, D. (2009): Kammolch-Monitoring-Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. – Dissertation Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Willhelms-Universität zu Bonn.
- RICHTER, K. O. (1995): A simple aquatic funnel trap and its application to wetland amphibian monitoring. – Herpetological Review **26**: 90-91.
- SCHLÜPMANN, M. (2007): Erfahrungen mit dem Einsatz von Reusenfallen. – Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen **32**: 8-18. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr32_Mai2007.pdf
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. (2013): Populationsparameter und Dichte der Molche (Gattungen *Mesotriton* und *Lissotriton*; Amphibia: Salamandridae) in stehenden Kleingewässern des Nordwestsauerlandes – ein Beitrag auch zum Kescherfang von Molchen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **75**: 123-150.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.
- SCHLÜPMANN, M. & A. GEIGER unter Mitarbeit von KORDGES, T., KRONSHAGE, A. & M. HENF (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe, Recklinghausen **17**: 375-404.
- SCHLÜPMANN, M., MUTZ, T., KRONSHAGE, A., GEIGER, A. & M. HACHTEL unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht 36, Band **2**: 159-222.

- SCHMIDT, B. R., FURRER, S., KWET, A., LÖTTERS, S., RÖDDER, D., SZTATECSNY, M., TOBLER, U. & S. ZUMBACH (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement **15**: 229-241.
- SCHOLZ-STARKE, B. (2004): Vergleichende biozönotische Untersuchungen wassergebundener Käfer in stehenden Gewässern des linken Niederrheins mit Hilfe von Reusenfallen. – Diplomarbeit am Lehrstuhl für Biologie V der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- SCHWERDT, C. (2011): Untersuchungen zu Verbreitung und Bestand von Molchen (Gattungen *Lissotriton* und *Mesotriton*) in Altena und Nachrodt-Wiblingwerde (Westfalen) und Beobachtungen zur Populationsbiologie. – Jahrbuch Bochumer Botanischer Verein **2**: 56-67.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1979): Ökologie der Tiere. Band II Demökologie. Struktur und Dynamik tierischer Populationen. – Hamburg und Berlin (Paul Parey).
- SPARLING, D. W., RICHTER, K. O., CALHOUN A. & M. MICACCHION (2001): Methods for evaluating wetland condition: using amphibians in bioassessments of wetlands. – EPA 822-R-01-0071. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, D.C., USA.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SANDER, U. & D. TARKHNISHVILI (2004): Bias in estimation of newt population size: A field study at five ponds using drift fences, pitfalls and funnel traps. – Herpetological Journal **14**: 1-7.
- WEINBERG, K. & L. DALBECK (2009): Vergleich zweier Erfassungsmethoden am Beispiel von Berg- und Fadenmolch in Gewässern der Nordeifel. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 311-316.
- WILLSON J. D. & M. E. DORCAS (2003): Quantitative Sampling of Stream Salamanders: Comparison of Dipnetting and Funnel Trapping Techniques. – Herpetological Review **34**: 128-130.

Anschrift des Verfassers:

Martin Schlüpmann
 Biologische Station Westliches Ruhrgebiet e. V.
 Ripshorster Straße 306
 D-46117 Oberhausen

E-Mail: martin.schluepmann@bswr.de

priv.: Hierseier Weg 18
 D-58119 Hagen

E-Mail: herpetofauna@ish.de

Anhang

Gelände-Protokollbogen für Untersuchungen mit Wasserfallen (der Bogen eignet sich für je 3 Fallen).

Reusenfallen-Untersuchung

Bearbeitung: Übertragung Amphibienbogen Excel-Liste

Fundpunkt:

Gewässernummer:

Tages-Nr.:

Erfasser:

Datum: . . .20

	Falle 1.	2.	3.		Falle 1.	2.	3.		Falle 1.	2.	3.
Falle beschädigt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Flaschenreue	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Gaze-Kastenreue Henf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Nachweise	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Eimerreue 5 Öffnungen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Gaze-Kastenreue Laar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Amphibien	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Eimerreue 4 Öffnungen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kleinfischreue Ufer	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wirbellose n. erfasst	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Eimerreue 5 Öffn. beleuchtet	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kleinfischreue Grund	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				Eimerreue 4 Öffn. beleuchtet	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	US-Kleinfischreue Ufer	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				BIM-Kastenreue	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	US-Kleinfischreue Grund	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Art	1. Falle		2. Falle		3. Falle		Art	Anzahl		
	Adulte/ Imago ggf. Männch., Weibch.	Jungtier Larven	Adulte/ Imago ggf. Männch., Weibch.	Jungtier Larven	Adulte/ Imago ggf. Männch., Weibch.	Jungtier Larven		1. Falle	2. Falle	3. Falle
Amphibien							Insekten-Larven			
Feuersalamander							Kleinlibellen-Larven			
Bergmolch										
Teichmolch										
Fadenmolch							Großlibellen-Larven			
Kammolch										
Erdkröte							Eintagsfliegen-Larven			
Kreuzkröte							Köcherfliegen-Larven			
							Schlammfliegen-Larven			
Grasfrosch							Waffenfliegen-Larven			
Moorfrosch							Bremsen-Larven			
Wasserfrösche							Neuropteren-Larven			
Teichfrosch										
Kleiner Wasserfrosch										
							Krebstiere			
Fische							Wasserasseln			
Dreistachliger Stichling							Flohkrebse			
Neunstachliger Stichling										
							Schnecken			
Käfer							Schlammuschnecke			
Furchenschwimmer							Eiförmige Schlammuschn.			
Gelbrandkäfer							Ohrförmige Schlammuschn.			
Wasserkäfer							Spitzschlammuschnecke			
Schwimmkäfer							Posthornschnecke			
Käfer unbestimmt							Tellerschnecke			
							Schnecken unbestimmt			
Wanzen							Muscheln			
Schwimmwanze							Kugelmuscheln			
Wasserkorpion							Erbsenmuscheln			
Stabwanze										
Rückenschwimmer							Egel			
Ruderwanzen							Pferdeegel			
Anmerkungen:							Sonstige			
							Wasserspinn			

Erfassung der heimischen Molcharten im nördlichen Westfalen – ein Methodenvergleich

Kerstin Gonschorrek (Münster)

Zusammenfassung

Die verschiedenen Erfassungsmethoden für die in Nordrhein-Westfalen heimischen Molcharten werden in der herpetofaunistischen Literatur breit diskutiert. In dieser Studie wurden die existierenden Methoden vor allem in Hinblick auf Standardisierung und Eignung für ein landesweites Monitoring getestet und verglichen.

Bei kleinen, überschaubaren und gut zugänglichen Gewässern lieferten Sichtkontrollen in der Nacht mit Hilfe leistungsstarker Lampen sehr gute Ergebnisse. Allerdings war dies bei großen, vegetationsreichen oder trüben Gewässern nicht mehr der Fall. Hier sollten Reusenfallen zum Erfassen der Molche eingesetzt werden. In dieser Studie wurden die Eimerreuse nach Ortmann, Flaschenreusen, die BIM-Kastenreuse, die Gaze-Kastenreuse und handelsübliche Kleinfischreusen vergleichend getestet. Die Wahl der Reusen ist von der Aufgabenstellung, dem Umfang der Untersuchung, den Gewässerbeschaffenheiten, der untersuchten Art, sowie den zur Verfügung stehenden Materialien und der vorhandenen Arbeitskraft abhängig.

Die BIM-Kastenreuse schneidet in dieser Studie in der absoluten Fängigkeit von allen Reusentypen mit Abstand am besten ab. Jedoch ist die Handhabung und Herstellung dieses Reusentyps im Vergleich sehr aufwendig. Werden die Ergebnisse auf die Flächengröße der Öffnungen bezogen, schneidet die BIM-Reuse nicht mehr am besten ab, sondern liefert schlechtere Ergebnisse als die Eimerreuse oder die Flaschenreuse. Somit ist, als eine günstige Alternative zu den BIM-Kastenreusen, der Einsatz einer Kombination aus Eimerreusen in tieferen Gewässerabschnitten und Flaschengruppen in den Uferbereichen zu empfehlen. Mit dieser Verteilung werden die flachen und auch die tiefen Bereiche der Gewässer berücksichtigt. Für einen qualitativen Nachweis reichen in der Regel Sichtkontrollen in der Nacht aus.

Summary

Studying the native newts in northern Westphalia – A comparison of methods

The different methods for collecting data of native amphibian species are much discussed in the literature. In this study the existing methods to study newts were tested and compared in regard to the possibility of standardization and the qualification to use these methods in monitoring programmes.

The results show that in small, shallow and good accessible waters the flashlight surveys during the night were very effective. In bigger, deeper or muddy ponds or with existence of a lot of vegetation funnel traps should be preferred to capture the newts. In this study five different types of funnel traps were used and compared: Ortmann's funnel trap, a bottle trap, a rectangular-shaped BIM-box-trap, an also rectangular-shaped Gaze-box-trap and a collapsible fish funnel trap. The results show that the choice of which of the different trap types should be used is basically dependent on the purpose and the extent of the study, the structures of the studied ponds, the target species and the resources (material, capacity of work and the available money).

Comparing the absolute data for each funnel trap the BIM-box-trap shows the best results in this study. However, the handling and manufacture is, in comparison to the other traps, very extensive. If the data is adjusted for the area of the funnel opening, the BIM-box-traps seem not as effective any more. In fact Ortmann's funnel traps and the bottle traps show much better results in this case. Therefore a combination of Ortmann's funnel trap used in the deeper areas of the ponds, and the bottle traps near the shore can be recommended as a good alternative to the BIM-box-traps. The different distribution of the two types of traps takes the different habitats in the ponds into account. To investigate only the presence of a species flashlight surveys should be sufficient in most ponds.

Einleitung

Im Rahmen einer Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (GONSCHORREK 2011) wurden verschiedene Methoden zur Erfassung der heimischen Molcharten erprobt und vergleichend ausgewertet. Ziel dieser Studie war es, mit Hilfe der Ergebnisse und anhand der vorliegenden Fachliteratur für die untersuchten Erfassungsmethoden Empfehlungen und Hinweise zur Eignung für einen Einsatz in landesweiten Kartierungen und Monitoringprogrammen zu geben. Neben den Methoden zur Molcherfassung wurden noch weitere in Nordrhein-Westfalen als häufig eingestufte Arten, wie Grasfrosch (*Rana temporaria*), Erdkröte (*Bufo bufo*), die Gruppe der Wasserfrösche (*Pelophylax*-Komplex) und der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) untersucht. Eine Zusammenfassung des Methodenvergleichs für alle untersuchten Arten ist in GONSCHORREK (2012) zu finden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die drei Molcharten, Berg-, Teich- und Kammolch (*Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris* und *Triturus cristatus*), wurden mit verschiedenen Reusen, mit Sichtbeobachtungen in der Nacht und durch Keschern in dieser Studie erfasst. Im Rahmen dieser Arbeit konnte der Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*) nicht untersucht werden, da die Art im Münsterland nicht vorkommt. Die Methoden wurden an jeweils drei Gewässern in Münster, Nordrhein-Westfalen, und im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in Hopsten, Nordrhein-Westfalen, durchgeführt. Neben dem Vergleich der drei Methoden wurden in der Studie verschiedene Reusentypen eingesetzt und ihre Fängigkeit getestet und verglichen.

Da am Heiligen Meer der Kammolch nicht vorkommt, können die Ergebnisse dort nur in Bezug auf den Berg- und Teichmolch ausgewertet werden.

Die **Sichtkontrollen** fanden in der Nacht mit einer Taschenlampe statt. Das Gewässer wurde einmal, soweit dies die Uferbeschaffenheit zuließ, umrundet. Dabei wurden alle gesichteten Molche notiert. Die Molche wurden, wenn möglich, nach Art und Geschlecht unterschieden.

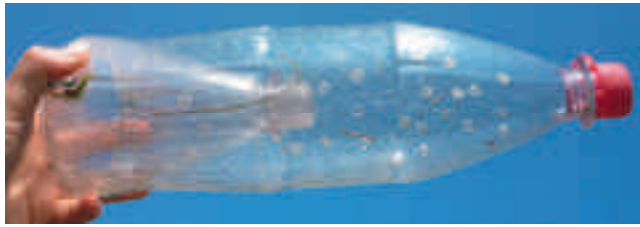
Die **Reusenfallen** verweilten pro Untersuchungstermin eine Nacht im Gewässer. Sie wurden am späten Nachmittag im Gewässer verteilt, am nächsten Vormittag wieder eingesammelt und die gefangenen Molche nach Art und Geschlecht erfasst. Bei allen Reusen wurde darauf geachtet, dass die gefangenen Tiere immer die Möglichkeit zum Luftholen hatten.

Die verschiedenen Arten von **Reusentypen** wurden alle gleichzeitig in den Gewässern ausgebracht und auf ihre Fängigkeit getestet.

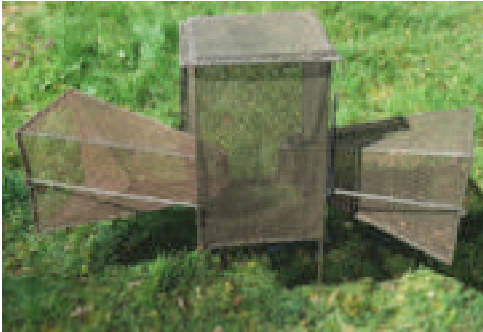
In Münster wurden Eimerreusen nach Ortmann (ORTMANN 2009, SCHLÜPMANN 2009, DRECHSLER et al. 2010 und SCHLÜPMANN & KUPFER 2009) mit vier Öffnungen und Flaschenreusen (SCHLÜPMANN 2009 u.a.) (Abb. 1a, Abb. 1b) verwendet. An fünf festgelegten Standorten in den Gewässern wurden jeweils eine Eimerreuse und an vier dieser Fallenstandorte eine Dreier-Gruppe von Flaschenreusen positioniert. Die Flaschen wurden dabei in den Uferzonen nach SCHLÜPMANN (2009) eng benachbart und wenn möglich mit den Reusenöffnungen in verschiedene Richtungen zeigend ausgebracht und fixiert (Abb. 2a). Die Eimerreuse wurde schwimmend im tieferen Wasser positioniert (Abb. 2a). Es wurden Bereiche ausgewählt, in denen mit höheren Aktivitäten von Molchen gerechnet werden konnte. Allerdings wurde auch darauf geachtet, dass ein Mindestabstand von zwei bis drei Metern und eine relativ gleichmäßige Verteilung im Gewässer eingehalten wurden.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

Abb. 1: Die verschiedenen Reusenfallen, die in der vergleichenden Studie eingesetzt wurden: (a) Eimerreuse, (b) Flaschenreuse, (c) BIM-Kastenreuse, (d) Gaze-Kastenreuse, (e) Kleinfischreuse.

Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ wurden neben den Eimer- und Flaschenreusen noch drei weitere Reusentypen getestet: Die BIM-Kastenreuse (GLANDT 2000, HARTUNG et al. 1995), die Gaze-Kastenreuse (sogenannte Henf-Reuse; SCHLÜPMANN 2009, KRAPPE 2011, ORTMANN et al. 2005) und die Kleinfischreuse (auch Köderfischreusen genannt; sie ist zum Beispiel in Sportfischereigeschäften kostengünstig erhältlich) (Abb. 1c - Abb. 1e). In den drei Gewässern am Heiligen Meer wurden jeweils zwei BIM-Kastenreusen, zwei Kleinfischreusen, fünf Eimerreusen und vier Dreier-Gruppen Flaschenreusen verwendet. Von der Gaze-Kastenreuse stand nur ein Exemplar zur Verfügung. Sie wurde in einem Gewässer am Heiligen Meer anstelle einer zweiten BIM-Kastenreuse eingesetzt. Die Öffnungen der Kleinfischreusen wurden in der Reuse zusammengebunden, um die Trichterwirkung zu erhöhen (vgl. Abb. 1e). Außerdem wurde durch das Anbringen von Schwimmern (z. B. Isoliermaterial für Heizungsrohre) eine schwimmende Version hergestellt. Die Eimer- und Flaschenreusen wurden nach dem gleichen Prinzip wie in Münster verwendet, während die anderen Reusenfallen mit den Trichtern parallel zum Ufer aufgestellt wurden. Beim Ausbringen der Reusen wurde darauf geachtet, dass die Fallen zwar so nahe beieinander standen, dass sie noch deutlich zu einem Fallenstandort (Set) gehörten, aber die Öffnungen sich nicht gegenseitig behinderten oder beeinflussten (Abb. 2b).

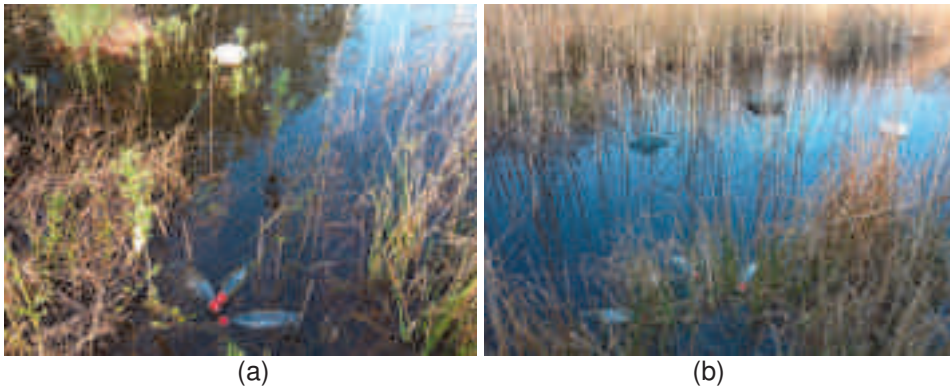


Abb. 2: Positionierung der Reusenfallen in den Gewässern. (a) Eimer- und Flaschenreusen-Standort in Münster, (b) Fallenstandort eines Sets (drei Flaschenfallen, eine Ortmann-Reuse, eine BIM-Reuse und eine Kleinfischreuse) im NSG „Heiliges Meer“.

Zum **Keschern** wurde ein runder Kescher mit einem Durchmesser von 40 cm benutzt. Das Netztuch hatte rhombenförmige Maschen mit einer Weite von 9 mm. Die Tiefe des Keschers betrug etwa 30 cm. An den Gewässern wurden jeweils in der Umgebung der Reusenstandorte fünf Kescherzüge durchgeführt. Für einen Kescherzug wurde der Kescher wenn möglich etwa einen Meter über den Boden geschoben und der Inhalt sorgfältig begutachtet. Alle gefangenen Molche wurden mit Art und Geschlecht erfasst. Die gefangenen Tiere wurden in einem Behälter gesammelt und erst am Ende einer Kescheruntersuchung wieder im Gewässer ausgesetzt, damit keine Doppelzählungen auftreten konnten.

Ergebnisse

Die Ergebnisse des Methodenvergleichs sind in Abbildung 3 zusammen gefasst. Die angewandten Methoden zur Erfassung der Molche sind signifikant voneinander verschieden (ANOVA: $F_{2;49} = 3,776$; $p = 0,030$). Das Keschern lieferte die schlechtesten Ergebnisse. Der Tamhane-Test (Post-Hoc-Test) zeigt, dass sich die Keschermethode von den Reusenfängen signifikant unterscheidet ($p = 0,025$). Der Unterschied zur Sichtbeobachtung ist aber sehr knapp nicht signifikant ($p = 0,053$). Auch zwischen den Reusen und der Sichtbeobachtung gab es keinen signifikanten Unterschied (Tamhane-Post-Hoc-Test: $p = 0,939$). Der Median der Reusenfallen liegt mit 46 Molchen am höchsten von den drei Methoden. Allerdings sind die maximalen Werte der Sichtkontrollen höher als die der Reusenfallen.

Da die Ergebnisse der zu vergleichenden Methoden sehr unterschiedlich für die einzelnen Gewässer ausfielen, wurden die Gewässer in Gewässertypen eingeteilt (Tab. 1). Im Gewässertyp 1 sind kleine oder flache, übersichtliche Gewässer mit klarem Wasser und wenig deckender Wasservegetation zusammengefasst. Die Ufer sind vorwiegend gut zugänglich. Größere, tiefere Gewässer, die entweder trübes Wasser aufwiesen oder unübersichtlich waren, wurden dem Gewässertyp 2 zugeordnet. Eine Varianzanalyse ergibt in beiden Gewässertypen signifikante Unterschiede (Gewässertyp 1: ANOVA, $F_{2;61} = 5,807$; $p = 0,005$; Gewässertyp 2: Mann-Whitney U-Test mit Bonferroni-Korrektur). Bei den kleinen, übersichtlichen Gewässern des Gewässertyps 1 waren die Sichtkontrollen signifikant besser als die Fänge der Reusenfallen (Tukey-Post-Hoc-Test: $p = 0,025$). Im Gewässertyp 2 schneiden die Reusen signifikant besser ab als die Sichtbeobachtung ($p < 0,001$). Die Unterschiede sind jedoch in Gewässertyp 2 viel deutlicher als im Gewässertyp 1. Fast 90 % der Gesamtzahl der Molche in Gewässertyp 2 wurden von den Reusen gefangen. Der Anteil an Molchen, der mit dem Kescher gefangen wurde, ist mit weniger als 1 % bei allen Gewässertypen im Vergleich zu den anderen Methoden verschwindend gering. Diese Unterschiede zu den anderen Methoden sind bei beiden Gewässertypen signifikant.

Tab. 1: Prozentualer Anteil der Molchfänge in den beiden Gewässertypen bei Anwendung dreier Erfassungsmethoden.

	Sichtbeobachtung	Reusenfallen	Keschern
Gewässertyp 1 ^a	59,4	40,2	0,4
Gewässertyp 2 ^b	11,9	87,5	0,6

^a kleine, übersichtliche Gewässer; gut zugänglich

^b größere, trübe Gewässer bzw. schlechter zugänglich

Vergleich der Reusentypen

Tabelle 2 vergleicht die absolute Anzahl der Molche, die durchschnittliche Anzahl pro Reuse und die Anzahl pro 100 cm² Öffnungsgröße in Bezug auf die unterschiedlichen Reusentypen.

Insgesamt wurden 1155 Molche in den Reusenfallen gefangen, davon 684 Molche am Heiligen Meer und 471 Molche in Münster (Tab. 2; Anzahl Molche absolut). In den Gewässern am Heiligen Meer wurden in den BIM-Kastenreusen mit insgesamt 283 Molchen die meisten Tiere gefangen. Die Kleinfischreuse und die Gaze-Kastenreusen fingen im Vergleich zu den anderen Fallenreusen sehr viel weniger Molche. In Münster wurden insgesamt mit den Eimerreusen 1,5-mal so viele Molche gefangen wie mit den Flaschenreusen.

Tab. 2: Vergleich der Reusen in Bezug auf die insgesamt gefangenen Molche, sowie die durchschnittliche Anzahl gefangener Molche pro Reuse und pro 100 cm² Öffnung in beiden Untersuchungsgebieten.

Reusenart	Anzahl Molche		
	absolut	pro Reuse	pro 100 cm ² Öffnung
Heiliges Meer			
Eimerreuse	224	3,9	1,5
3er-Flaschenreusen	147	3,3	1,7
Flaschenreuse	147	1,1	1,7
BIM-Kastenreuse	283	14,2	0,8
Kleinfischreuse	24	1,0	0,2
Gaze-Kastenreuse	6	1,5	0,2
alle Reusen	684	4,7	1,0
Münster			
Eimerreuse	283	4,5	1,8
3er-Flaschenreusen	188	3,4	1,8
Flaschenreuse	188	1,1	1,8
alle Reusen	471	4,0	1,8

Am Heiligen Meer konnten in der BIM-Kastenreuse nicht nur die meisten Molche absolut gefunden werden, sondern auch mit Abstand die meisten Tiere pro einzelner Reuse. Durchschnittlich waren mit 14,2 Tieren pro BIM-Kastenreuse in diesem Reusentyp fast viermal so viele Molche wie in der am zweitbesten abschneidenden Eimerreuse (Tab. 2; Anzahl Molche pro Reuse). Am schlechtesten schnitten die Kleinfischreuse und die einzelne Flaschenreuse ab. In allen Reusen zusammen (ohne Einberechnung der Gaze-Kastenreusen, da eine zu

geringe Anzahl für repräsentative Ergebnisse ausgebracht werden konnte, und die einzelne Flaschenreuse, da deren Ergebnisse in den Dreier-Flaschenreusen-Gruppen mit eingeflossen sind), sind im Mittel 4,7 Molche je Reuse gefangen worden. Außer bei der BIM-Kastenreuse liegt jedoch die durchschnittliche Molchzahl pro Reuse bei allen anderen Reusentypen unter diesem Mittelwert (Tab. 2, Anzahl Molche pro Reuse).

Um einen fairen Vergleich der verschiedenen Reusenarten zu ermöglichen, wurde die Anzahl der gefangenen Molche auch auf die Fläche der jeweiligen Fangöffnungen bezogen (Tab. 2, Anzahl Molche pro 100 cm² Öffnung). Bei diesem Vergleich erbrachten die Flaschenfallen mit 1,7 Molchen pro 100 cm² Reusenöffnung die besten Ergebnisse. Aber auch die Eimerreusen schnitten mit 1,5 Molchen pro 100 cm² Öffnung gut ab und lagen damit über dem Durchschnitt, der bei 1 Molch pro 100 cm² Reusenöffnung liegt. In der BIM-Kastenreuse konnten nur 0,8 Molche pro 100 cm² Reusenöffnung gefangen werden. Die Kleinfischreuse und die Gaze-Kastenreuse schneiden im Bezug auf die Reusenöffnungen nicht besser als bei den anderen Vergleichen ab. In Münster sind die Ergebnisse der Eimer- und Flaschenreusen denen am Heiligen Meer sehr ähnlich. Im Bezug auf die Reusenöffnung schneiden beide Reusentypen in Münster gleich ab.

Tab. 3: Anteile der Reusentypen an den mit den Reusen gefangenen Berg-, Teich-, und Kammolchen (Heiliges Meer und Münster getrennt).

Molchart	Eimer	Flaschen	BIM	Gaze	Kleinfisch
Heiliges Meer					
Bergmolch	21 %	31 %	45 %	1 %	2 %
Teichmolch	44 %	12 %	38 %	1 %	5 %
Münster					
Bergmolch	36 %	64 %	-	-	-
Teichmolch	75 %	25 %	-	-	-
Kammolch	79 %	21 %	-	-	-

Die Verteilung der Arten auf die einzelnen Reusentypen ist in Tabelle 3 dargestellt. Am Heiligen Meer wurde der Bergmolch anteilmäßig am häufigsten in den BIM-Kastenreusen gefunden (fast 50 % der Bergmolche). Abgesehen von den Gaze- und Kleinfischreusen befanden sich in den Eimerreusen mit 21 % die wenigsten Bergmolche. Die Teichmolche wurden dagegen am häufigsten in den Eimerreusen gefangen (44 % der am Heiligen Meer gefangenen Teichmolche). Beim Vergleich der Eimer- und Flaschenreusen fällt in beiden Untersuchungsgebieten auf, dass der Bergmolch eindeutig in den Flaschenreusen am häufigsten gefangen wurde. Der Teichmolch hingegen war sehr viel stärker in den Eimerreusen vertreten. Vom Kammolch traten in Münster in fast 80 % der Fälle

die gefangenen Tiere in den Eimerreusen auf. Die Unterschiede der Fängigkeit der verschiedenen Molcharten zwischen den Flaschen- und Eimerreusen sind in Münster jedoch nur beim Teichmolch signifikant (ANOVA: $F_{1;24} = 7,482$; $p = 0,012$). Am Heiligen Meer sind die Eimer-, Flaschen- und BIM-Kastenreusen signifikant von den Kleinfischreusen im Bezug auf die Bergmolchanzahl verschieden (Mann-Whitney U-Test mit Bonferroni-Korrektur: $p = 0,08$; $p = 0,08$ und $p < 0,001$). In Bezug auf die Teichmolche sind nur die Unterschiede zwischen den Eimerreusen und den Kleinfischreusen signifikant (Mann-Whitney U-Test mit Bonferroni-Korrektur: $p < 0,001$).

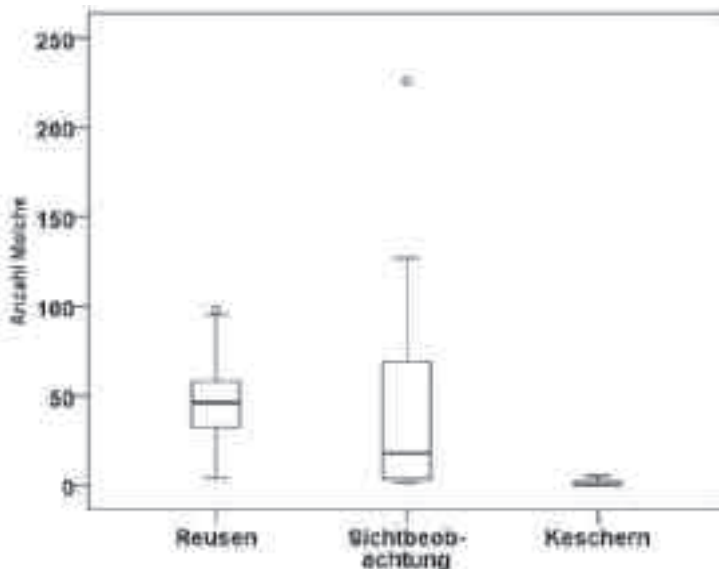


Abb. 3: Vergleich der Methoden zur Molcherfassung. Die einzelnen durchschnittlichen Anzahlen der erfassten Molche für die drei angewendeten Methoden wurden zu Boxplots zusammengefasst.

In den Boxplots ist die Verteilung der einzelnen Werte dargestellt. Ausreißer werden als Kringel abgebildet. In dem Bereich der Box liegen die mittleren 50 % der Daten. Der Strich in der Box entspricht dem Median der Verteilung, der die Box in das obere und untere Quartil unterteilt (jeweils 25 % der Daten).

Diskussion

Bei einem Vergleich aller erprobten Methoden zur Erfassung der drei untersuchten heimischen Molcharten ergibt diese Studie nur sehr schlechte Ergebnisse für das **Keschern** (Abb. 3), obwohl diese Methode in der Literatur zumindest für kleinere und übersichtliche Gewässer und für qualitative Nachweise als eine zeit- und aufwandgünstige Methode empfohlen wird (THIESMEIER & SCHULTE 2010, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN 2007). Der Grund für den

schlechten Erfolg der Keschermethode könnte mit der Gewässerbeschaffenheit der Untersuchungsgewässer oder mit der Art und Weise des Kescherns zusammenhängen. Außerdem wurde ein Kescher genutzt, der nicht ideal für den Amphibienfang war (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN et al. 1995). Ein großer Nachteil bei dieser Methode ist in jedem Fall, dass die Vegetation durch intensives Keschern stark beeinträchtigt wird und in empfindlichen Gewässern, wie zum Beispiel Moorgewässern, diese Beeinträchtigungen sogar nachhaltige Schäden verursachen können (THIESMEIER & KUPFER 2000).

Die Ergebnisse für die **Reusenfallen** und die nächtlichen **Sichtkontrollen** ähneln sich zwar (Abb. 3), aber die Effektivität der beiden Methoden schwankt in den verschiedenen Untersuchungsgewässern. Eine Einteilung der Gewässer in Strukturtypen zeigt deutlich, dass vor allem die Sichtbeobachtung stark und signifikant von der Gewässerstruktur abhängt (vgl. Tab. 1 und auch LÜSCHER & ALTHAUS 2009). In größeren und tieferen Gewässern, die aufgrund der Bodenvegetation unübersichtlich oder schlecht zugänglich sind (Gewässertyp 2), schneidet die Sichtbeobachtung schlecht ab, da sich die Molche verstecken können oder gar nicht erst gesehen werden. In den übersichtlichen, kleinen Gewässern (Gewässertyp 1) aber scheinen die Sichtbeobachtungen und Reusenfallen vergleichbar erfolgreich zu sein, obwohl die Beobachtungen während der Nacht dort ein etwas besser abschneiden. Auch COOKE (1995) kommt zu dem Ergebnis, dass die beiden Methoden in Gewässern, in denen die Vegetation eine Zählung der Molche auf dem Gewässerboden zulässt, ähnlich gute Ergebnisse liefern. Die Sichtbeobachtung ist in den Gewässern des Typs 1 außerdem von Vorteil, da sie im Vergleich zu den Reusen sehr viel weniger zeit- und arbeitsaufwändig ist. Ein weiterer Vorteil der Sichtbeobachtung ist, dass außer einer Taschenlampe keine Materialien zur Erfassung benötigt werden. Die Reusen müssen gekauft oder selbst hergestellt und gegebenenfalls gewartet werden. Zudem kann das Material auch gestohlen oder beschädigt werden. Der allgemeine Nachteil der Sichtbeobachtung ist, dass sie schwierig zu standardisieren ist, da die Ergebnisse von der Erfahrung und Sorgfalt der Kartierer abhängen. Erfahrene Kartierer entdecken in der Regel deutlich mehr Tiere in der gleichen Zeit als unerfahrene. Zusätzlich ist bei Anfängern die Gefahr der Verwechslung von ähnlichen Arten (z. B. Berg- und Kammmolchweibchen) viel größer (WEINBERG & DALBECK 2009).

Vergleich der Reusentypen

In der Literatur sind viele Vergleiche und Übersichten zu den verschiedenen Reusentypen zu finden (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN 2009, GLANDT 2011, KRAPPE 2011, KUPFER 2001, GUNZBURGER 2007, DRECHSLER et al. 2010 u. a.). Die Wahl eines Reusentyps hängt grundsätzlich stark von der Fragestellung, den Untersuchungsgewässern und dem maximal geplanten Material- und Finanzierungsaufwand einer Untersuchung ab. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die **BIM-Reuse** durch ihre Größe und die weiten Trichter absolut gesehen die meisten Molche gefangen hat (Tab. 2), obwohl eine deut-

lich höhere Anzahl an Flaschen und Eimerreusen in den Gewässern eingesetzt worden ist. So können mit mehreren BIM-Kastenreusen in etwas tieferen Gewässern sehr viel bessere Ergebnisse erzielt werden als mit einer ähnlichen Anzahl der anderen Reusentypen (vgl. Tab. 2, Anzahl Molche pro Reuse). Die Anzahl der Molche, die im Durchschnitt mit einer BIM-Kastenreuse gefangen wird, entspricht den Molchen, die mit etwa 14 Flaschen- oder drei Eimerreusen erfasst werden.

Wird die Anzahl der gefangenen Molche jedoch auf die Fläche der jeweiligen Fangöffnungen bezogen, schneidet die BIM-Kastenreuse deutlich schlechter ab (Tab. 2, Anzahl Molche pro 100 cm² Öffnung). Die großen Öffnungen der BIM-Kastenreuse haben zwar sehr viele Molche gefangen, aber im Vergleich zu den kleinen Öffnungen der **Flaschenreusen** und auch denen der **Eimer** verhältnismäßig wenige. So wurden rein rechnerisch mit der gleichen Reusenöffnungsgröße fast doppelt so viele Molche mit den Flaschenreusen wie mit den BIM-Kastenreusen gefangen (vgl. Tab. 2).

Zumindest am Heiligen Meer waren die Flaschenreusen bezogen auf die Öffnungsgröße auch erfolgreicher als die Eimerreusen. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass es effizienter ist, mehrere Fallen mit kleinen Öffnungen im Gewässer zu verteilen, als wenige große Fangöffnungen in einer Reuse und an einer Stelle zu vereinen. Allerdings müssen, wie schon erwähnt, etwa 14 Flaschenreusen in einem Gewässer verwendet werden, um die absolute Fängigkeit einer BIM-Kastenreuse zu erzielen. Dies bedeutet einen erhöhten Aufwand am Gewässer, da es erheblich arbeitsintensiver ist, 14 Flaschenreusen auszubringen und zu leeren als nur eine BIM-Reuse zu platzieren und zu kontrollieren.

Ein großer Nachteil der **BIM-Reuse** ist, dass sie nicht im Handel erhältlich und der Bau aufwendig ist. Auch der Transport der BIM-Kastenreuse gestaltet sich nicht einfach. Eine Person kann höchstens zwei dieser Reusen tragen und auch in den Kofferraum eines normalgroßen PKW passen in der Regel nicht mehr hinein. Außerdem ist diese Reuse in sehr flachen Gewässern (weniger als 50 cm Tiefe) kaum noch anwendbar. Vor allem die **Flaschenreuse** und auch die Kleinfischreuse sind im Gegensatz zu der BIM-Kastenreuse in größeren Mengen sehr einfach zu transportieren. Nachteil der Flaschenreusen ist, dass sie nicht oder nur unzureichend in tieferen Bereichen des Gewässers eingesetzt werden können. Solange die Flaschenreusen nur in Flachwasserbereichen und mit Luftkontakt ausgebracht werden, ist die Gefahr einer Erstickung der Tiere sehr gering. Die Flaschenreusen sollten jedoch stets früh am nächsten Morgen kontrolliert und beim Ausbringen gegebenenfalls mit Pflanzen zugedeckt werden, um eine Überhitzung der gefangenen Tiere in der prallen Sonne zu vermeiden. Auch bei den **Eimerreusen** sollte auf eine frühzeitige und regelmäßige Leerung geachtet werden, da die Eimer meist sehr gut sichtbar sind und Passanten auffallen könnten. Die Eimerreusen fangen vor allem im tieferen, freien Wasser, können jedoch in etwas flacheren Bereichen auch auf dem Gewässerboden eingesetzt werden. Auch sie sind leicht zu transportieren, können allerdings sehr wartungsanfällig sein. Während der Untersuchung ist es vorgekommen, dass

sich die Trichter von den Eimern durch den Druck des Wassers gelöst haben und somit die Fallen für den Untersuchungstermin ausgefallen sind.

Die **Kleinfischreusen** haben in dieser Arbeit am schlechtesten abgeschnitten (Tab. 2). Der große Vorteil dieser Reusen ist jedoch, dass sie sehr leicht und zusammenklappbar sind und dadurch einfach transportiert und gelagert werden können. Außerdem sind sie problemlos und günstig im Handel zu bekommen. In der Literatur wird die Kleinfischreuse von verschiedenen Autoren zur Erfassung von Molchen kontrovers diskutiert (vgl. LAUFER 2009, HAACKS & DREWS 2008, BOCK et al. 2009, LÜSCHER & ALTHAUS 2009). Manchmal wird die Kleinfischreuse ohne Luftvorrat auf dem Gewässerboden angewendet (LAUFER 2009, HAACKS & DREWS 2008). In dieser Studie wurde die Kleinfischreuse aber als schwimmende Reuse eingesetzt, damit die Molche die Möglichkeit zum Luftholen hatten. Ansonsten kann es zu großen Verlusten unter den gefangenen Tieren kommen. Nach KRÖPFLI et al. (2010) sind viele Reusen aber fängiger, wenn sie Bodenkontakt haben. Allerdings besteht bei den Kleinfischreusen grundsätzlich, durch die auf einer Ebene liegenden Trichter, die Gefahr, dass die gefangenen Molche leicht wieder aus der Reuse entfliehen können. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von KRÖPFLI et al. (2010). In ihrer Studie ermittelten sie, dass nur wenige Molche in der Kleinfischreuse länger verweilten. In einer größeren Form dieser Reuse war die Verweildauer der Tiere signifikant länger (BOCK et al. 2009). Die Gefahr des Entfliehens der gefangenen Tiere ist jedoch auch bei den anderen Reusenfallen gegeben, da sie kein Sperrmechanismus zurückhält. Allerdings wird bei vielen Reusenfallen versucht, diesen Faktor durch versetzte Trichter zu verringern. DRECHSLER et al. (2010) ermittelten zum Beispiel, dass Molche signifikant länger in Eimerreusen als in Kleinfischreusen bleiben. KRAPPE (2011) bemängelt zusätzlich die Haltbarkeit der Kleinfischreuse, da während seiner Untersuchungen nach einem Jahr gut ein Drittel der Reusen nicht mehr einsetzbar war. In jedem Fall sollten die Öffnungen der Kleinfischreuse modifiziert und zum Beispiel mit Maurerschnur zu Trichtern zusammengebunden werden, wie es in dieser Studie gemacht wurde. Möglicherweise ist es sinnvoll, zusätzlich die Trichter gegeneinander versetzt festzubinden und den Durchmesser der Öffnungen auf etwa zwei Zentimeter zu verkleinern.

Zu den **Gaze-Kastenreusen** können im Rahmen dieser Studie keine verlässlichen Aussagen getroffen werden, da lediglich eine einzige Reuse zur Verfügung stand. Aufgefallen ist jedoch, dass die Leerung durch die Öffnung im Kunststoffgewebe teilweise problematisch und sehr aufwendig ist. In einem Reusenvergleich von SCHLÜPMANN (2009) fing die Gaze-Kastenreuse etwa so gut wie die Eimerreusen.

Eine Auswertung der Gesamtverteilung der Arten in Bezug auf die Reusentypen (Tab. 3) ergibt, dass die Teichmolche bevorzugt von den in den tieferen Bereichen ausgebrachten **Eimer- und BIM-Reusen** gefangen wurden (vgl. auch SCHLÜPMANN 2009). Auch der Kammmolch wurde in Münster sehr viel häufiger in den Eimerreusen gefunden, als in den Flaschen. Die unterschiedliche Verteilung (Tab. 3) lässt sich zum Großteil mit der Biologie der Molcharten erklären. Der Bergmolch hält sich vorwiegend in den flachen Uferbereichen auf (THIES-

MEIER & SCHULTE 2010) und ist daher vermehrt mit den am Ufer positionierten Flaschenfallen gefangen worden. Teich- und Kammolch hingegen jagen auch in den tieferen Bereichen der Gewässer (NÖLLERT & NÖLLERT 1992), in denen die Eimerreusen und auch die BIM-Kastenreusen eingesetzt wurden.

Empfehlungen für das Langzeitmonitoring

Um in verschiedenen Gewässern in einem Langzeitmonitoring die vier Molcharten zu erfassen, sind im Allgemeinen die Reusenfallen zu empfehlen, da diese in allen Gewässern gute Ergebnisse erzielt haben. WEINBERG & DALBECK (2009) ziehen die Reusenfallen, gerade auch zur Erfassung des Fadenmolchs, welcher in dieser Studie nicht untersucht werden konnte, klar den Nachtsichtbeobachtungen vor. Da die Molche meist in der Nacht aktiv sind, sollten die Reusenfallen auch über Nacht im Einsatz sein. Das Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz (LANUV) in NRW empfiehlt zum FFH-Monitoring des Kammolches drei Begehungen und den Einsatz der Eimerreuse. Zusätzlich sollten gegebenenfalls Sichtbeobachtungen durchgeführt werden (LANUV 2010). ORTMANN (2009) kommt jedoch zu dem Schluss, dass zwei bis drei Begehungen für ein Kammolchmonitoring nicht ausreichen und empfiehlt bis zu 20 Kontrollen.

Diese Studie zeigt, dass bei kleinen, überschaubaren und gut zugänglichen Gewässern auf nächtliche Sichtkontrollen ausgewichen werden kann, um den Aufwand zu minimieren. Eine Voruntersuchung des Gewässers ist zu empfehlen, um zu entscheiden, welche der Methoden bei einem Untersuchungsgewässer angewendet werden soll. Die Gewässer sollten in einer Nacht vor der eigentlichen Laichzeit mit einer Taschenlampe abgeleuchtet werden, um festzustellen, ob Sichtkontrollen sinnvoll sind. Der Aktivitätshöhepunkt der Molche ist nach BOCK et al. (2009) in den späten und frühen Dämmerungsphasen, gegen ca. 23 Uhr und 3 Uhr. Daher sollten Sichtkontrollen zu diesen Zeiten durchgeführt werden. Da der Aktivitätsrhythmus im Frühjahr bei den einzelnen Populationen verschieden ist, ist es ratsam sich im Voraus eines Monitorings über die jährliche Aktivitätsrhythmik der Molche in den Untersuchungsgewässern zu informieren (GLANDT 1978). Falls ortsansässige Herpetologen die Gewässer kennen, kann es von großem Vorteil sein, ihren Rat einzuholen. Die ausgewählte Methode sollte unbedingt für die jeweiligen Gewässer auch in späteren Untersuchungsjahren wieder angewendet werden, um die Ergebnisse über die Jahre vergleichen zu können.

Beim Einsatz von Reusen sollten die Untersuchungsgewässer vor dem ersten Erfassungstermin erkundet werden und für jedes Gewässer sorgfältig Fallenstandorte ausgewählt werden, an denen die Reusenfallen während des gesamten Monitorings ausgebracht werden können.

In der Literatur werden verschiedene Ansätze zur Verteilung und Anzahl der einzusetzenden Fallen diskutiert (PAN & ILÖK 2010, BOCK et al. 2009, SACHTELEBEN & BEHRENS 2010, HAACKS et al. 2009, SCHLÜPMANN 2009 u.a.). Der Vorschlag von LAUFER (2009), die Anzahl der Fallen nach der Uferlänge zu richten,

scheint für ein landesweites Monitoring, in dem kleine aber auch sehr große Gewässer berücksichtigt werden müssen, sinnvoll und geeignet zu sein. Der Autor empfiehlt für kleinere Gewässer unter 100 m Uferlänge pauschal fünf Reusen zu verwenden. In Gewässern mit Umfängen von 100–500 m sollte alle 20 m und ab 500 m Uferlänge alle 50 m eine Reuse ausgebracht werden. In jedem Fall sollte darauf geachtet werden, dass die Reusen gleichmäßig und repräsentativ für das Gewässer verteilt werden und sich nicht gegenseitig beeinflussen. Bereiche, in denen erfahrungsgemäß hohe Aktivitäten von Molchen vermutet werden, sollten bei der Auswahl der Reusenstandorte besonders berücksichtigt werden (vgl. BERGER 2000).

Nach BERGER (2000) können alle vier heimischen Molcharten sicher mit den Flaschenreusen erfasst werden. Um jedoch eine möglichst gute Erfassung der Molchpopulationen in ihrem Laichgewässer zu gewährleisten, sollten verschiedene Reusentypen miteinander kombiniert werden. So können sich auch die Nachteile der einzelnen Reusen ausgleichen. Reusen, die in tieferen Bereichen des Gewässers eingesetzt werden, wie die BIM-Kastenreusen oder die Eimerreusen, könnten zum Beispiel durch Flaschenreusen im Uferbereich ergänzt werden. Es sollte aber bedacht werden, dass mit den Reusen immer nur ein relativ kleiner Teil der Population erfasst wird, z.B. KUPFER (2001): 27 bis 69 % und COOKE (1995): 6 bis 10 % der Population. Daher wird die tatsächliche Population in den meisten Fällen stark unterschätzt.

Obwohl die BIM-Kastenreuse hervorragende Ergebnisse liefert, ist sie für ein Monitoring zu aufwändig und unhandlich (vgl. BERGER 2000). Daher ist für ein Monitoring pro ausgewählten Fallenstandort in einem Gewässer jeweils eine Eimerreuse im tiefen Gewässerteil und eine Gruppe von Flaschenreusen im Uferbereich zu empfehlen. Die Flaschenreusen sollten in Gruppen ausgebracht werden, damit die Molche auch in verschiedenen Richtungen erfasst werden können. Die Dreier-Gruppen, die in dieser Studie verwendet wurden, haben sich sehr gut bewährt. Dabei sollten zwei Flaschen parallel zur Uferlinie und eine Flasche vom Ufer weg zeigen. SCHLÜPMANN (2009) schlägt sogar Gruppen mit bis zu fünf Flaschen vor. Das Verhältnis von Eimer- und Flaschenreusen sollte möglichst konstant gehalten werden, um die Ergebnisse von verschiedenen Jahren und Gewässern vergleichen zu können (SCHLÜPMANN 2009). Bei einem landesweiten Monitoring sollte eine genaue Anleitung zum Bau der einzusetzenden Reusen zur Verfügung gestellt werden, damit die Reusen so ähnlich wie möglich aussehen und die Ergebnisse dementsprechend besser zu vergleichen sind.

Da die Aktivität der Arten und die Geschlechterverhältnisse innerhalb einer Laichzeit sehr stark schwanken können, sollten die Molchgewässer in der Paarungszeit im April und Mai mindestens dreimal untersucht werden (vgl. GLANDT 1978). Mehrfache Begehungen können jedoch die Qualität und Genauigkeit der Daten deutlich verbessern. Die Witterung sollte bei der Wahl der Begehungstermine mit einbezogen werden, da zum Beispiel bei höheren nächtlichen Temperaturen die Aktivität im Gewässer auch höher zu sein scheint (KRÖPFLI et al. 2010). Die mehrjährigen Schwankungen der Populationsgrößen

in den Laichgewässern sind teilweise beträchtlich. Daher sind Untersuchungen über ein oder zwei Jahre nur Ausschnitte und lassen keine sicheren Aussagen über den Zustand der Population oder der Art zu (THIESMEIER & SCHULTE 2010). Es ist zu empfehlen, die Untersuchungsgewässer jedes Jahr oder zumindest in möglichst kurzen Abständen (zwei bis drei Jahre) zu kartieren (vgl. VON LIND-EINER 2007).

Sollen die Molchbestände nur qualitativ erfasst werden, reichen Sichtbeobachtungen in der Nacht in den meisten Fällen aus. Auch hierfür sollten immer mindestens zwei Begehungen eingeplant werden, damit auch Vorkommen seltener Arten nachgewiesen werden können (WEINBERG & DALBECK 2009). Für qualitative Molchnachweise kann in Gewässern mit Unterwasservegetation in den Uferbereichen auch nach den Eiern der Arten gesucht werden. Da sich die Kammolcheier in Größe und Farbe (weißlich anstatt bräunlich) von den kleinen Molchen mit etwas Übung deutlich unterscheiden, können mit der Suche nach Eiern zumindest die Kammolche (NÖLLERT & NÖLLERT 1992) und die kleinen Molcharten als Gruppe qualitativ nachgewiesen werden. Da die Anzahl der Eier pro Weibchen jedoch stark schwankt (THIESMEIER & SCHULTE 2010) und bei weitem nicht alle Eier aufgefunden werden können, kann von den Eiern kaum auf die Populationsgröße der fortpflanzungsaktiven Tiere geschlossen werden.

Die Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden und die Eignung für ein Landesmonitoring sind in Tabelle 4 noch einmal zusammengefasst.

Tab. 4: Empfehlung der Methoden für das Landesmonitoring und ihre Vor- und Nachteile. Die hervorgehobenen Bewertungen sind die für das Langzeitmonitoring zu bevorzugenden Methoden.

Methode	Vorteile	Nachteile	Eignung Landesmonitoring	
			Quantitativ	Qualitativ
alle Reusen	gut standardisierbar; in den meisten Gewässern anwendbar; gute Ergebnisse; Fang-Wiederafang Methoden möglich	hoher Aufwand; zwei Besuche des Gewässers pro Untersuchungstermin	geeignet	mäßig geeignet
Eimerreuse	einfacher Eigenbau	auffällig; schnelle Erhitzung bei Sonneneinstrahlung; wartungsanfällig	gut geeignet	mäßig geeignet
Flaschenreuse	einfacher Eigenbau; klein und einfach zu transportieren; große Mengen können eingesetzt werden	Bei falscher Anwendung Erstickungsgefahr der Tiere; nur im Uferbereich bedenkenlos anzuwenden	gut geeignet	mäßig geeignet
BIM-Kastenreuse	sehr gute Fängigkeit; große Fangtrichter	große schwere Reuse; sehr schlecht zu transportieren; aufwendiger Eigenbau	mäßig geeignet	mäßig geeignet
Gaze-Kastenreuse	Leichte Reuse; recht große Trichter	teilweise schwierige Leerung	mäßig geeignet	mäßig geeignet
Kleinfischreuse	günstig im Handel erhältlich; sehr leicht und klein zusammenfaltbar; einfach zu transportieren; große Anzahlen können eingesetzt werden	schlechte Fängigkeit	mäßig geeignet	mäßig geeignet
Sichtbeobachtung (Nacht)	schnell und einfach durchführbar	Ergebnisse stark von der Größe und Struktur der Gewässer bzw. der Erfahrung des Kartierers abhängig	geeignet für entsprechende Gewässer	geeignet für entsprechende Gewässer
Kescherfang	schnell und einfach durchführbar	schlecht standardisierbar; teilweise erhebliche Störung des Gewässers	ungeeignet	mäßig geeignet
Suche nach Eiern	schnell und einfach durchführbar (mit ein wenig Übung)	Artenzugehörigkeit der Kleinmolcheier nicht gewährleistet; kein Schluss auf Anzahl der adulten Molche möglich	ungeeignet	geeignet nur für den Kammolch

Literatur

- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichtyofaunistik Sachsen **6**: 111-116.
- BOCK, D., HENNIG, V. & S. STEINFARTZ (2009): The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 317-326.
- COOKE, A. S. (1995): A Comparison of Survey Methods for Crested Newts (*Triturus cristatus*) and Night Counts at a Secure Site, 1983-1993. Herpetological Journal **5** (2): 221-228.
- DRECHSLER, A., BOCK, D., ORTMANN, D. & S. STEINFARTZ (2010): Ortmann's funnel trap - a highly effective tool for monitoring amphibian species. Herpetology Notes **3**: 13-21.
- GLANDT, D. (1978): Notizen zur Populationsökologie einheimischer Molche (Gattung *Triturus*). Salamandra **14** (1): 9-28.
- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **9**: 129-132.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Quelle & Meyer Verlag.
- GONSCHORREK, K. (2011): Erfassung der häufigen Amphibienarten in NRW für ein Langzeitmonitoring – ein Methodenvergleich. Diplomarbeit. Westfälische Wilhelms-Universität Münster (unveröffentlicht).
- GONSCHORREK, K. (2012): Die häufigen Amphibienarten als Bioindikatoren. Natur in NRW **3**: 30-33.
- GUNZBURGER, M. S. (2007): Evaluation of seven aquatic sampling methods for amphibians and other aquatic fauna. Applied Herpetology **4**: 47-63.
- HAACKS, M. & A. DREWS (2008): Bestandserfassung des Kammolches in Schleswig-Holstein, Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfiscreusen. Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 79-88.
- HARTUNG, H., OSTHEIM, G. & D. GLANDT (1995): Eine neue tierschonende Trichterfalle zum Fang von Amphibien im Laichgewässer. Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **5**: 125-128.
- KRAPPE, M. (2011): Methodische Erfahrungen bei der Amphibienkartierung in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes zweier handelsüblicher Reusentypen. Rana **12**: 4-12.
- KRÖPFLI, M., HEER, P. & J. PELLET (2010): Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt (*Triturus cristatus*). Amphibia-Reptilia **31**: 403-410.
- KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? – eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch (*Triturus cristatus*). Rana, Sonderheft **4**: 137-144.
- LANUV (2010): FFH-Arten und Europäische Vogelarten – Listen der FFH-Arten und Vogelarten – FFH-Arten in NRW – Amphibien und Reptilien. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/amph_rept/liste (Abgerufen am 15.05.2011).
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 291-304.
- LÜSCHER, B. & S. ALTHAUS (2009): Molche in der Märchligenau bei Bern - Diskussion zweier Erfassungsmethoden. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie, Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 305-310.

- NÖLLERT, A. & C. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand, Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammmolches, *Triturus cristatus*. Zeitschrift für Feldherpetologie **12**: 197-209.
- ORTMANN, D. (2009): Kammmolch – Monitoring – Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammmolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen, Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Flora-Fauna-Habitat- Richtlinie in Deutschland, Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. (Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des BfN).
- SACHTELEBEN, J. & M. BEHRENS (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, BfN-Skripten **278**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHLÜPMANN, M. (2007): Bericht der Jahrestagung 2006 in Duisburg. **32**. Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen, Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie, Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M., HENF, M. & A. GEIGER (1995): Kescher für den Amphibienfang. Zeitschrift für Feldherpetologie **2**: 227-229.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung - eine Übersicht. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 7-84.
- THIESMEIER, B. & A. KUPFER (2000): Der Kammmolch, Ein Wasserdrache in Gefahr. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie **1**.
- THIESMEIER, B. & U. SCHULTE (2010): Der Bergmolch, im Flachland wie im Hochgebirge zu Hause. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie **13**.
- VON LINDEINER, A. (2007): Zur Populationsökologie von Berg-, Faden- und Teichmolch in Südwestdeutschland, Untersuchungen an ausgewählten Gewässern im Naturpark Schönbuch (Tübingen). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **12**.
- WEINBERG, K. & L. DALBECK (2009): Vergleich zweier Erfassungsmethoden am Beispiel von Berg- und Fadenmolch in Gewässern der Nordeifel. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hg.): Methoden der Feldherpetologie. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 311-316.

Anschrift der Verfasserin:

Kerstin Gonschorrek
Hollandtstraße 38
D-48161 Münster

E-mail: kerstin.gonschorrek@googlemail.com

Erfahrungen mit Unterwasserfallen für Amphibien

Bernd von Bülow (Haltern am See)

Zusammenfassung

Es wurden in 15 Jahren in über 50 Kleingewässern BIM-Kastenreusen eingesetzt. Die Untersuchungsgewässer lagen überwiegend im Kreis Recklinghausen (Nordrhein-Westfalen).

Pro Fangnacht wurden erst sechs, dann acht bis neun BIM-Kastenreusen pro Gewässer nachmittags eingesetzt und morgens kontrolliert. Seit 1998 wurden in Gewässer A in 63 Fangnächten kumulativ 399 mal BIM-Kastenreusen und in Gewässer B in 163 Fangnächten kumulativ 1253 mal BIM-Kastenreusen eingesetzt.

An vier weiteren Gewässern wurden in dieser Zeit 11 bis 194 Mal BIM-Kastenreusen eingesetzt, in ca. 50 Gewässern je ein- bis dreimal. Ab 2009 wurden gleichzeitig auch Eimerreusen (Modell ORTMANN) eingesetzt, sodass ein Vergleich möglich ist.

Etwa 2000 mal sind BIM-Kastenreusen eingesetzt und damit hervorragende Fangergebnisse erzielt worden. Die BIM-Kastenreusen haben aber zwei Nachteile: sie sind nicht so leicht nachzubauen und sie sind mit 5 kg sehr viel schwerer als Eimerreusen. Es ist lästig, neun Kastenreusen 400 m über einen Acker zu tragen.

Für qualitative Nachweise, speziell in flachen Gewässern sind die Eimerreusen zu empfehlen. Bei (halb)quantitativen Untersuchungen sowie beim Einsatz in tieferen Gewässern sind die Kastenreusen deutlich überlegen.

Summary

Experiences with funnel traps for amphibians

For 15 years frame work funnel traps ("BIM-Kastenreuse") have been used with excellent results in the county Recklinghausen (North Rhine-Westphalia). Initially six traps per pond per night have been used then later, nine traps. Since 1998 in pond A over 63 nights funnel traps have been used altogether 399 times and in pond B over 163 nights altogether 1253 times. Traps were also used in 50 other ponds.

Disadvantages of this type of trap are the weight of 5 kg and that it has to be built by oneself. The “BIM-Kastenreuse” has been used nearly 2000 times. Since 2009 the bucket trap type “ORTMANN-Eimerreuse” has been used simultaneously.

Compared to bucket traps the funnel trap “BIM-Kastenreuse” is much better for (semi)quantitative investigations and in deeper ponds. For qualitative examinations only, it is easier and recommended to work with bucket traps.

Einleitung

Mit den hier geschilderten Untersuchungen wurden seit 1998 Daten über den Kammmolch gewonnen. Die vorliegenden Ergebnisse sind ein Nebenprodukt der Kammmolch-Langzeitstudie. Es wurden BIM-Kastenreusen (siehe GLANDT 2000) eingesetzt und erst ab 2009 gleichzeitig eine geringere Zahl von Eimerreusen (Modell ORTMANN, siehe auch GLANDT 2011). Die Eimerreusen waren von der Biologischen Station Kreis Recklinghausen nachgebaut. Die Kleingewässer befinden sich am Südrand des Naturparks Hohe Mark im Kreis Recklinghausen (Abb. 1, Gewässer A).



Abb. 1: Optimales Kammmolchgewässer (A) mit acht Kastenreusen bei niedrigem Wasserstand (20.8.2004, Foto: B. von Bülow).

Fang mit der BIM-Kastenreuse

Die BIM-Kastenreuse wurde von der Biologischen Station Metelen entwickelt und von dort bezogen. Sie wiegt 5 kg und hat folgende Maße: Höhe 52 cm, FüÙe 15 cm, Seiten 30 x 30 cm. An zwei gegenüberliegenden Seiten ragen zwei Trichter mit Außenöffnung 30 x 30 cm und Innenöffnung 9 x 5 cm schräg hinein. Je zwei Eisenstäbe halten die Trichter. Die Innenöffnungen stehen 7 cm auseinander und sind gegeneinander versetzt. Zur Bespannung dient Fischernetz mit der Maschenweite 5 x 5 mm. Oben wird ein Rahmen aufgelegt, der ebenfalls mit dem Netz bespannt ist (Abb. 2). Die Aufstellung erfolgt so, dass unterhalb des Deckrahmens noch ausreichend Luft ist. Mindestens eine Trichterunterkante sollte am Boden aufliegen, weil sich Kammolche dann besser fangen. Für den Transport werden die beiden Trichter abgenommen und in den Kasten gesteckt. Der Reusentransport erfolgte mit einem Volvo-Variant, in dessen Gepäckraum zwölf BIM-Kastenreusen passen.



Abb. 2: Feldherpetologe mit Kastenreusen, Wathose und sonstiger Ausrüstung beim Fotografieren eines Kammolchbauches (2000, Foto: B. von Bülow).

Hauptfänge sind Molche, die das Ziel der Untersuchungen darstellen. Daneben werden je nach Gewässer und Jahreszeit die vorkommenden Froschlurche und ihre Larven gefangen. Weiterhin sind regelmäßig Großlibellenlarven, Wasserrwanzen (massenhaft Rückenschwimmer, selten Stabwanzen und Wasserskorpione), Köcherfliegenlarven, Schwimmkäfer (besonders der Gelbrandkäfer und

seine Larven) und andere Wasserkäfer (selten der Kolbenwasserkäfer) zu finden. Sehr häufig sind Posthorn- und Schlamm-schnecken, öfters auch kleine Muscheln, Egel, Flohkrebse und einmal ein Amerikanischer Flusskrebse (*Orconectes limosus*), gelegentlich Fische und Pflanzenteile. Ein Sonderfall war am 13. 4. 2001 eine Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*). Zu Beifängen siehe auch SCHLÜPMANN (2009).

Ausgesprochen störend ist es, wenn man zur Laichzeit Erdkröten (*Bufo bufo*) in den Reusen vorfindet: Am 7.3.1998 hatte ich einmal 76 Erdkrötenmännchen und 49 Erdkrötenweibchen in einer Reuse sowie 21 Grasfrösche (*Rana temporaria*) und einen Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) (Abb. 3). Auch Erdkröten-Larven sind lästig, weil sie schlecht vom Netz zu entfernen sind.

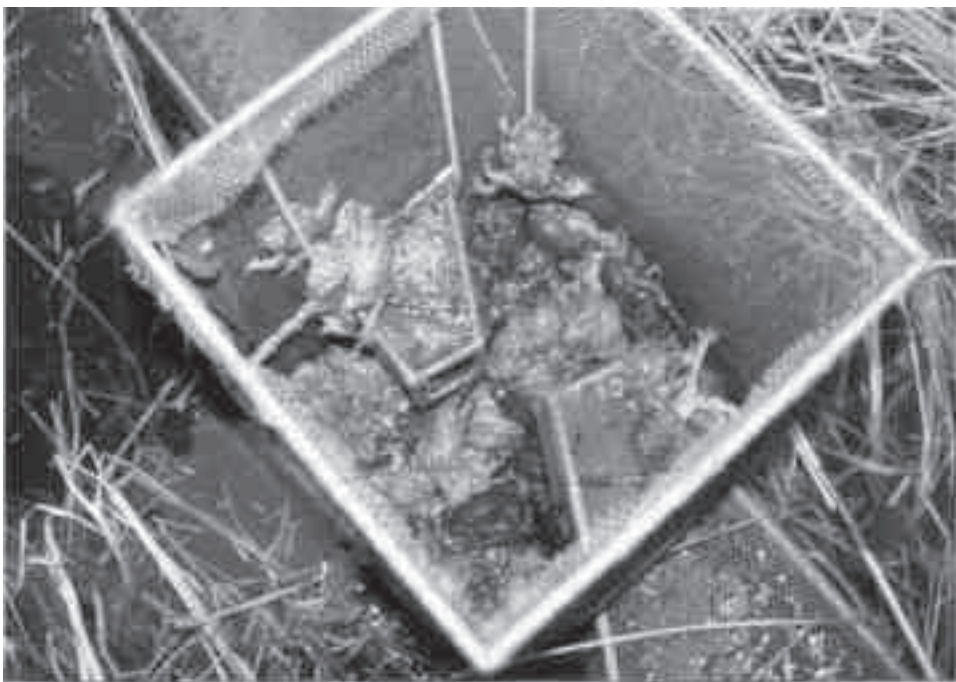


Abb. 3: Unerwünschter Fang von 125 Erdkröten (*Bufo bufo*), 21 Grasfröschen (*Rana temporaria*) und 1 Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) am 7.3.1998 in nur einer Kastenreuse (Foto: B. von Bülow).

Erfahrungen beim Einsatz der Kastenreusen

Die Molche wurden ohne Köder oder Licht gefangen, nur durch ihre Bewegung im Raum.

Bei Tage wird meist nichts gefangen; erst am späten Nachmittag und nachts geraten die Molche in die Kastenreusen.

Die Kastenreusen wurden immer nach einer Nacht geleert. Dabei wurden die Tiere mit der Hand einzeln entnommen und gezählt. Kleinmolche, Insekten usw. kommen sofort zurück ins Wasser, Kammolche in einen Eimer, um später gewogen und fotografiert zu werden. Eine umgedrehte Kastenreuse lässt sich als Tisch für die Waage benutzen.

Morgens sollte man zeitig leeren, denn es scheint, als ob sonst doch einige Molche entkommen.

Die Kastenreusen sind auch noch fängig, wenn die Trichter nicht mehr voll im Wasser stehen, wohl aber deren Innenöffnungen.

Es ist darauf zu achten, dass sich im Laufe der Jahre keine Nähte der Netze lösen, so dass Molche entkommen können, besonders, wenn man die Fallen an Land geholt hat.

Das Reinigen der Reusennetze (speziell von *Lemna minor*) ist mit dem Wasserstrahl schwierig. Besser ist es, die trockenen Reusen auszubürsten.



Abb. 4: Sogar im Winter lassen sich mit Kastenreusen Kammolche (*Triturus cristatus*), Teichmolche (*Lissotriton vulgaris*) und Grasfrösche (*Rana temporaria*) fangen (21.12.2000, Foto: B. von Bülow).

Auch im Winter wurden die Reusen eingesetzt und waren morgens manchmal im Eis eingefroren (Abb. 4). Im Winter wurden Kammolche, Teichmolche

(*Lissotriton vulgaris*) und Grasfrösche gefangen. Es liegen aus 17 Fangnächten im Dezember und Januar Daten vor, z.B. am 24.1.2000: 2,3 KM, 6,0 TM und 1,2 GF; am 26.1.2001: 1,0 KM, 1,0 GF im Gewässer B und am 22.12.1998: 4,2 KM, 8,4 TM und 0,1 GF im Gewässer A.

Im Frühjahr wurden jedes Jahr ein- bis dreimal „Dreitagesfänge“ gemacht, die es ermöglichen, auf die Gesamtpopulation der Molche hochzurechnen (vgl. VON BÜLOW 2001 und SCHLÜPMANN 2009). Auch dabei wurden die Kastenreusen nach jeder Nacht geleert.

Es kam vor, dass eine der Kastenreusen nichts fing. Dabei blieb unklar, warum. Die BIM-Kastenreusen lassen sich recht einfach setzen. Allerdings ist dazu fast immer eine Wathose erforderlich.

Dass die Kammolche durch die „Reusenprozedur“ nicht vergrämt werden, zeigt sich, wenn dasselbe Tier an drei Tagen nacheinander gefangen wird. Ein Männchen wurde in 14 Jahren 36 mal gefangen und fotografiert; es wurde mindestens 17 Jahre alt. Die Fänge sind am zweiten Tag oft höher, am dritten Tag oft niedriger als am ersten Tag.

Fangergebnisse

Die Maximalfänge mit BIM-Kastenreusen pro Gewässerfangnacht an je einem Kleingewässer sind in der Tabelle 1 dargestellt, die Maximalfänge (pro Nacht) einer einzelnen Kastenreuse in der Tabelle 2. Die Anzahl der Fänge beim gleichzeitigen Einsatz von BIM-Kastenreusen und ORTMANN-Eimerreusen in einem Gewässer stellt die Tabelle 3 dar. In der Tabelle 4 sind die Fangergebnisse von Tabelle 3 pro einzelne Reuse umgerechnet worden.

Die angeführten Zahlen sind nur ein Teil der vorliegenden Daten. Nur in einer Nacht gab es in den Eimerreusen befriedigende Fänge an Kammolchen. Es ist zu erkennen, dass auch bei Teichmolchen und insbesondere Bergmolchen die BIM-Kastenreusen viel wirksamer fangen als die Eimerreusen (Tab. 3 und 4).

Abkürzungen in den Tabellen:

Kleingewässer: W = Wennekenweiher bei Haltern, S = Schlägerhardt bei Kirchhellen. A = MUNA-Enbergs (90-100 m², ca. 40 m³), B = Bülowweiher (190 m², 50-70 m³); A und B sind bei VON BÜLOW (2001) beschrieben und liegen am Südrand des Naturparks „Hohe Mark“. Gewässer B trocknet im Sommer oft aus.

Amphibien: KM = Kammolch, TM = Teichmolch, BM = Bergmolch, FM = Fadenmolch, GF = Grasfrosch, WF = Wasserfrosch-Komplex, EK = Erdkröte; Lv = Larven
Beispiel: 7,5 KM bedeutet: 7 Männchen und 5 Weibchen

Tab. 1: Maximalfänge in verschiedenen Gewässern pro Gewässerfangnacht und mit mehreren BIM-Kastenreusen. (Die wenigen subadulten Kammolche wurden hier den Weibchen zugerechnet).

Datum	Gewässer	Kastenreusen-zahl	KM	TM	BM
24.4.1998	B	5	58,34	84,31	1,0
28.4.1998	W	3	-	72,20	81,25
20.3.1999	A	6	60,33	23,20	-
24.4.1999	A	6	112,38	26,13	-
26.4.1999	A	6	80,32	16,10	-
28.4.1999	B	6	36,31	31,13	-
30.4.1999	B	6	24,35	37,6	-
26.4.2000	A	6	47,42	37,10	1,0
27.4.2000	A	6	67,51	34,18	-
29.4.2000	B	6	27,16	15,13	2,0
30.4.2000	B	6	21,15	6,13	4,1
25.7.2000	B	6	1,1 + 58 Lv	-	-
13.2.2001	A	6	107,15	147,23	4,0
25.3.2001	A	6	70,55	126,56	-
20.7.2001	A	6	21,13 + 27 Lv	0 + 9 Lv	-
20.3.2002	A	8	59,36	117,41	1,0
17.4.2002	B	8	25,15	19,13	7,5
18.4.2002	B	8	32,16	21,14	2,1
27.5.2002	A	8	60,51	23,15	-
7.4.2010	B	9	12,18	35,16	128,100
8.4.2010	B	9	13,28	48,37	147,115
18.5.2010	B	9	26,17	14,19	131,74
24.3.2012	B	9	5,3	36,14	136,37
15.4.2012	B	9	5,4	23,10	112,60
13.5.2012	B	9	7,5	18,8	64,107

Hohe Fangzahlen liegen z.B. aus Gewässer A vor: am 24.4.1999 in einer Nacht 150 KM und 39 TM sowie am 25.3.2001 125 KM und 182 TM. Im Gewässer B fällt der 8.4.2010 mit 41 KM, 85 TM und 262 BM in einer Nacht auf.

In einer einzigen BIM-Kastenreuse 110 Molche zu finden, ist schon außergewöhnlich (Tab. 2).

Tab. 2: Maximalfänge einer einzelnen BIM-Kastenreue pro Fangnacht.

Datum	Gewässer	KM	TM	BM	Molche gesamt
28.4.1998	W	-	30,9	48,4	91
24.4.1999	A	32,7	5,3	-	47
26.4.1999	A	23,13	6,3	-	45
28.4.1999	B	9,13	4,1	-	27
13.2.2001	A	21,2	27,1	-	51
25.3.2001	A	21,15	62,10	2,0	110
12.4.2001	S	5,15	1,2	3,13	73 (inkl. 10,24 FM)
24.3.2012	B	-	4,0	53,12	69
15.4.2012	B	1	3,3	35,17	59
13.5.2012	B	4	4,0	27,26	61

Tab. 3: Gleichzeitiger Einsatz von BIM-Kastenreusen und ORTMANN-Eimerreusen.

Datum	Reusentyp	KM	TM	BM	andere Arten
16.9.2009	9 Kasten	22,15	47,29	82,64	3 WF
	6 Eimer	5,6	3,5	11,46	-
7.4.2010	8 Kasten	12,14	34,16	126,75	-
	4 Eimer	0,4	1,0	2,25	-
9.4.2010	8 Kasten	11,12	24,14	107,79	-
	4 Eimer	0,3	2,8	2,18	-
14.4.2012	9 Kasten	2,4	16,8	70,38	-
	4 Eimer	0	1,3	0,4	-
15.4.2012	9 Kasten	5,3	19,7	111,53	1 GF
	4 Eimer	0,1	4,3	1,7	-
12.5.2012	9 Kasten	5,8	12,4	91,35	1 WF
	4 Eimer	0	4,2	1,23	-
13.5.2012	9 Kasten	7,4	15,7	64,93	-
	4 Eimer	0,1	3,1	0,14	-

Tab. 4: Kammolch- und Bergmolch-Fänge pro BIM-Kastenreuse bzw. Eimerreuse (in der Reihenfolge der Fangnächte wie in Tab. 3).

	16.9.2009	7.4.2010	9.4.2010	14.4.2012	15.4.2012	12.5.2012	13.5.2012
KM-Männchen							
Kastenreuse	2,4	1,5	1,4	0,2	0,6	0,6	0,8
Eimerreuse	0,8	0	0	0	0	0	0
KM-Weibchen							
Kastenreuse	1,7	1,8	1,5	0,4	0,3	0,9	0,4
Eimerreuse	1,0	0,1	0,1	0	0,3	0	0,1
BM-Männchen							
Kastenreuse	9,1	15,8	13,4	7,8	12,3	10,1	7,1
Eimerreuse	1,8	0,5	0,5	0	0,3	0,3	0
BM-Weibchen							
Kastenreuse	7,1	9,4	9,9	4,2	5,9	3,9	10,3
Eimerreuse	7,7	6,3	4,5	1,0	1,8	5,8	3,5

In den Eimerreusen wurden vergleichsweise nur sehr selten Kammolche gefangen. Nur bei den Bergmolch-Weibchen kam es ausnahmsweise vor, dass die Eimerreusen relativ mehr fingen.

Seit 2009 wurden beide Reusentypen gleichzeitig verwendet, meist acht bis neun Kastenreusen mit vier Eimerreusen (Abb. 5, Gewässer B).

Die geschilderten Ergebnisse sind Eindrücke und Erfahrungen aus langjähriger Praxis. Mit den BIM-Kastenreusen wurden hervorragende Ergebnisse erzielt. Für qualitative Nachweise sind jedoch Eimerreusen zu empfehlen. Mit Flaschenreusen liegen keine Erfahrungen vor.



Abb. 5: Wenn bei gesunkenem Wasserstand nur wenige Kastenreusen gesetzt werden können, kommen im flachen Teil Eimerreusen zum Einsatz (Gewässer B, Foto: B. von Bülow).

Danksagung

Den Mitarbeitern der Biologischen Station Kreis Recklinghausen danke ich für die Ausleihe der Reusen, den wiederholten Reusentransport und gelegentliche Vertretung bei den Kontrollen.

Literatur

- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **9**, 129-132.
- GLANDT, D. (2011): *Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- ORTMANN, D. (o. J.): *Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen*. Typoskript, unveröffentlicht.
- SCHLÜPMANN, M. (2009) Wasserfallen als Hilfsmittel zur effektiven Bestandsaufnahme von Amphibien. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**, 257-290.
- VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. *RANA Sonderheft* **4**, 145-162.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Bernd von Bülow, Holtweg 31, D-45721 Haltern am See
E-mail: B.MvBuelow@t-online.de

A Novel, Effective and Safe Newt Trap

David Dewsbury (GB – Coleford, Royal Forest of Dean)

Summary

Described here is a novel design of newt trap which is highly effective and completely safe for newts. The newts are captured on the base of the water body but can swim to the surface to breathe at all times. They are not confined to the surface layer and hence not at risk from the heat of the sun. The trap can be deployed and retrieved quickly and easily without the need (of the operator) to enter the water. Because of the higher catch rate a relatively small number of traps can be used to 'sample' the newt population of a large number of ponds quite quickly. There is no need to visit the traps during darkness and so the safety of the operator is much enhanced. These traps have been used for 3 years. They have captured over 3000 newts with zero casualties and no signs of any animal stress.

Zusammenfassung

Eine neue, effektive und sichere Molchfalle

Ein neuer, sehr effektiver und sicherer Typ einer Molchfalle wird beschrieben. Die Molche werden am Boden des Gewässers gefangen, können aber jederzeit an die Gewässeroberfläche zum Atmen schwimmen. Sie sind nicht auf die obere Wasserschicht beschränkt und deshalb dort nicht dem Risiko einer Überhitzung durch die Sonne ausgesetzt. Die Falle kann schnell und einfach ausgelegt und wieder eingeholt werden, ohne das Gewässer zu betreten. Aufgrund der guten Fängigkeit wird nur eine relativ kleine Anzahl von Fallen gebraucht, um die Molchpopulationen einer größeren Anzahl von Gewässern schnell zu erfassen. Es besteht keine Notwendigkeit, die Fallen in der Dunkelheit aufzusuchen, was die Sicherheit des Bearbeiters erhöht. Dieser Fallentyp wird seit drei Jahren eingesetzt. Dabei wurden mehr als 3000 Molche ohne Zwischenfälle oder Anzeichen von Stress gefangen.

Introduction

It is widely acknowledged that one of the best ways to survey for reptiles and amphibians is by using refuges, either natural or man-made. Newts are no exception and they can often be found hiding under tiles and pieces of wood either on land or on the bottom of a pond. Traditionally bottle traps have been used for catching newts in water especially in the UK; either set at the surface or

anchored to the bottom. Because these have a narrow opening they do not catch many newts and they have to be checked every few hours during warm weather to avoid the risk of suffocation. Even when set at the surface with ventilation holes, bottle traps can become submerged after heavy rainfall and then pose a large risk to newts and other creatures such as water shrews.

In order to be most effective a trap should sit on the substrate of the water body. (See More Detailed Design Points below.) A newt trap should also present a wider opening to passing newts to increase the chances of entry and be reliable at retaining the animals which enter. For safety it must allow newts to breathe at all times.

The new trap design was tested as a prototype in spring, 2010. I carried out a limited comparison trial with bottle traps and found the new trap to be significantly more effective. It has been further developed and found to be particularly useful for conducting large-scale surveys in a short time scale. It would probably be a useful tool for carrying out scientific investigations and also for mitigation and trans-location projects although I have no knowledge of any such projects to date.

The principle focus for this project was to find an easier, more effective and safer method than bottle traps for surveying for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*) which is particularly protected in the United Kingdom (fig. 1).



Figure 1: Great crested newt (*Triturus cristatus*) male (Photo: D. Dewsbury).
Abb. 1: Männchen des Kammmolches (*Triturus cristatus*).

Summary of Benefits

The following potential benefits over bottle traps are apparent:

- Completely safe for newts
- Newts can breathe air at all times
- Newts not confined to shallow water or exposed to the sun
- Much more effective at catching newts than bottle traps
- Much safer and more convenient for surveyors
- Newts can be left for longer periods (current agreement with 'Natural England' is a maximum of 24 hours)
- No need to enter ponds
- Minimal disturbance to pond life
- No night visits necessary
- Quick to deploy so large-scale surveys possible
- Greater scope for carrying out scientific studies on newt distribution, behaviour, disease, etc.
- May offer a useful method for newt capture in mitigation situations

Design Description – Overview

My first prototype was hastily put together after we sold our house. I had to remove the newts from the garden pond because the new owner was going to destroy it. This early device consisted of a biscuit box with a slot in one side, some netting to retain the newts and a plastic bag over the top to hold some air. This proved to be highly effective at removing the newts until there were no more to be found. However, there would have been a number of difficulties using this prototype in the field.

After carrying out a trial in 2010 using various designs with varying dimensions, I have settled on the design shown in the diagram (fig. 2).

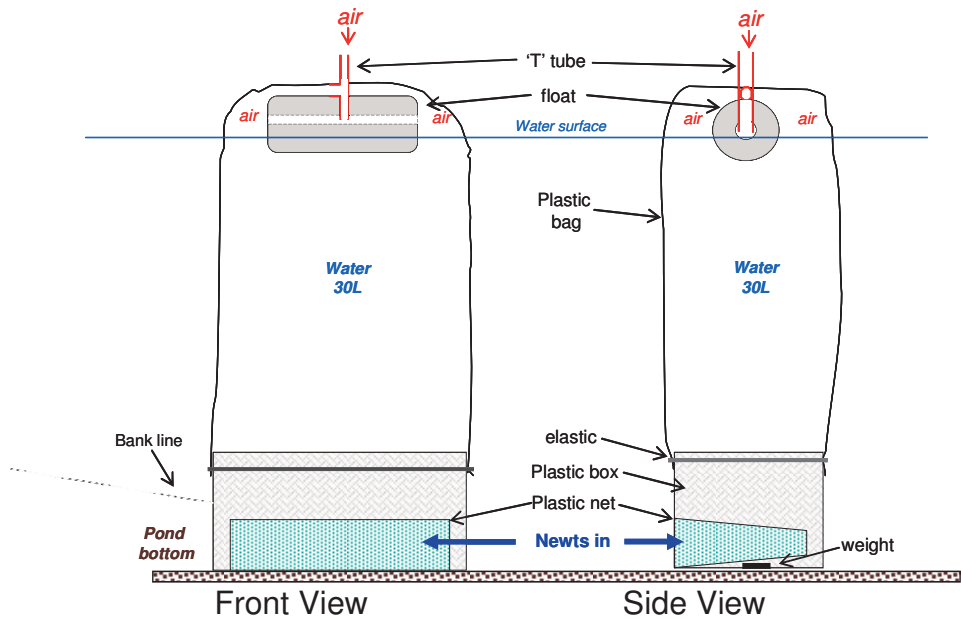


Figure 2: Diagrammatic Illustration of Newt Trap, Front view and side view.
 Abb. 2: Schema der Molchfalle, Vorder- und Seitenansicht.

A readily available plastic box and tall bin liner which fit well together were selected as the basic shell. This results in a total volume of water available to the newts of up to 34 litres and a normal operating depth of up to 80 cm. Thus the newts have access to the full depth of the pond and can escape from the heat of the sun.

The plastic bag is held at the pond surface by a float made from water pipe insulation material which is very buoyant and cannot become waterlogged. A plastic 'T' piece tube supplies sufficient fresh air from above the pond down into the centre of the float. The side-arm of the 'T' also provides a vent above the float, immediately inside the bag so an air pocket is assured. The air at the top of the bag allows the newts (and any other animal) to breathe at all times. Newts do not require a large supply of air and this tube is quite adequate.

A weight attached securely to the bottom of the box ensures that the box will sink to the bottom and remain stationary (in stagnant water).

The trap can be easily sterilised using the normal chemical agents although I normally discard the bag after use. (Whilst this may seem wasteful it is difficult to be certain that the bag has not been damaged during an earlier use and any risk of contamination is also avoided. I do reuse the bag for redeployment in the same pond if I am confident that no damage has been caused. The cost of the bag is approximately £0.10.)

More Detailed Design Points

Details of some of the components are illustrated in the operating instructions described below.

The newt entrance is a rectangular slot measuring 18x4 cm from which the attached plastic netting forms a square funnel tapering to approximately 20x0.8 cm towards the rear of the box. The entrance is situated right at the pond bottom so that newts traversing the pond floor will encounter it and enter inside. We have found that where the box is not sitting on the bottom the catch rate is much reduced. This is also supported by other studies (eg KRÖPFLI et al. 2010) where catch rates have been found to be greater at the bottom of the water body. Other studies (DOLMEN 1983) have shown that *T. cristatus* tends to be more active just above the ground and I have observed this in my own garden pond. Further comparisons of this trap and other funnel traps are required to support this hypothesis.

The prototypes used in my early trial had entrance slots of different heights and widths for comparison but this did not appear to affect the capture rate very much.

The weight is made from a strip of lead which is not ideal from an environmental point of view but I guess that its effect on the lead concentration of the water is negligible and it cannot be ingested by swans and other water birds. However it would be advisable to find an alternative material. The weight must be securely attached to avoid damaging the newts or their creeping underneath it.

A few holes in the base of the box facilitate the initial sinking until the water is able to enter via the main entrance slot and also allow complete drainage on retrieval from the water.

The float and breathing tube construction detail is important for the welfare of the air-breathing inhabitants. The float is made from a 20 cm length of water pipe insulation which is intended for 15 mm diameter water pipe and is pre-cut along one side. The size of the float must be large enough to render the whole trap buoyant in the event of a sudden rise in the level of the pond. I.e. the float must be large enough to support the whole weight of the trap (including the lead weight) at the surface of the water. Thus the trap will float up from the pond bottom if necessary, the breathing tube will remain in contact with the air and any captive creatures will still be able to breathe freely.

The breathing tube is a plastic 'T' piece designed for aquarium air line construction and is approximately 0.4 cm in diameter. This is held securely inside the centre of the float using a short length of neoprene tube and a special clip which is supplied with the trap. A similar clip is used to secure the bag to the 'T' piece outside the bag.

The float holds the bag at the surface of the pond with the tube protruding into the outside air. Thus there will always be a passage for air from the atmosphere above the pond to the inside of the bag above the water level. The size of the vent is relatively small but quite sufficient to maintain the level of oxygen in the air pocket inside the bag.

It is important that the tube communicates directly between the outside air and the air inside the bag at all times.

The plastic bag is securely attached to the box using strong elastic.

Newt Trap Operation

Assembly

It is preferable to assemble each trap at home before proceeding to the target pond. This takes about five minutes. Attempting to assemble the components at the pond side will pose a significant risk of damaging the plastic bag on brambles or other vegetation near the pond.

The plastic box assembly, float, breathing tube, plastic clips and plastic winder, string and elastic should all have been properly sterilised.

Assemble as follows:

Place one clip around the neoprene tube close to the end (fig. 3a). Prise open the float and insert the clip end of the tube and 'T' piece assembly about half way along (fig 3b.) The clip will keep the tube securely inside the float.

Select a new bag and check that there are no holes or faults in the seams. Insert the float assembly up into the bag so that the breathing tube is positioned at the far end of the bag. Pierce the bag with a sharp point and push the end of the 'T' piece right through.

Clamp the bag around the 'T' piece using another clip (fig. 3c.)

Replacement bags can be purchased from most large supermarkets. Use 30 litre, 'tall bin liners' with an 880-900 mm rim size (width 450 mm) and length 760 mm.



Figure 3a and b: Breathing tube assembled and inserted into the float (Photos: D. Dewsbury).

Abb. 3a und b: Zusammengesetztes und in den Schwimmer eingesetztes Atmungsrohr.



Figure 3c: Breathing tube and float inserted into bag and secured by clip.

Abb. 3c: Atmungsrohr und Schwimmer sind in den Beutel eingesetzt und mit einem Clip befestigt.

Attach the loop of elastic around the box assembly approximately half way down. Place the open end of the bag over the box and secure it with the elastic ensuring that it is securely fastened all the way round. Push the elastic firmly up against the box rim to ensure that the bag will not become detached during deployment. An excessive amount of the bag should not be allowed to obstruct the trap opening (fig 3d.)

Loosely collapse the bag inside the box and place the winder and string on top.



Figure 3d: Newt trap assembled. (Photos D. Dewsbury).
Abb. 3d: Zusammengebaute Molchfalle.

Deployment

Select a suitable location in the pond to position the trap. Ideally this should be an area of clear water with no over-hanging branches and where the sinking will not be impeded by weed or debris. The depth of the water must not exceed the total length of the trap assembly (approximately 75 cm.) The trap can be positioned near the bank if the pond is deep. (A better result can often be obtained closer to the bank).

NB. If the trap is deployed in dense blanket weed or forced down through other vegetation then the trap entrance will be obstructed and the catch greatly reduced. If necessary use a rake or a length of foraged timber to clear an area of weed before deploying the trap. Beware of sunken tree branches which can obstruct the trap recovery.

Proceed as follows:

1. The cord must be loosely coiled in one hand ready for launching. One way to do this is to let the winder and string fall to the ground whilst holding the trap in the left hand (LH). Push the trap away from the body, grasping the cord with the right hand (RH). Collect the loop of cord into the LH and hold the cord loop in the LH under the box. Repeat the loops with the RH until all the cord is looped under the trap in the LH.

2. Secure the winder on the bank with one foot.

Transfer the trap to the RH but with the coiled cord still in the LH (fig. 4a.)



Figure 4a: Newt trap ready to launch (Photo D. Dewsbury).

Abb. 4a: Zur Auslage fertige Molchfalle.

3. Toss the trap assembly out to the desired spot, trying to make it land upright. (Not essential) Allow for 'wind drift' during sinking if necessary. Wait for the box to sink fully (fig. 4b), wind in all slack line and secure the winder in the bank-side vegetation. Submerge the line as much as possible to keep human attention to a minimum. Check as far as possible that the box is not floating off the bottom.



Figure 4b: Newt trap deployed (Photo D. Dewsbury).
Abb. 4b: Ausgelegte Molchfalle.

Retrieval

Pull the trap to the bank side fairly gently, trying not to let the bag become snagged. If it is kept moving the box will glide across the surface quite well (fig. 5a).

Grasp the float assembly through the bag (litter picker tongues are usually necessary) (fig. 5b) and lift it whilst the box remains submerged. Wait until most of the water has flowed out of the box before pulling it from the water (fig. 5c) otherwise the bag may become detached by the weight of the water and the captive newts will avoid being counted!



Figure 5a and b: Retrieval of the Newt trap (Photos: D. Dewsbury).
Abb. 5a und b: Einholen der Molchfalle.



Figure 5c: Newt trap retrieved with newts inside (Photo: D. Dewsbury).
Abb. 5c: Eingeholte Molchfalle mit gefangenen Molchen.

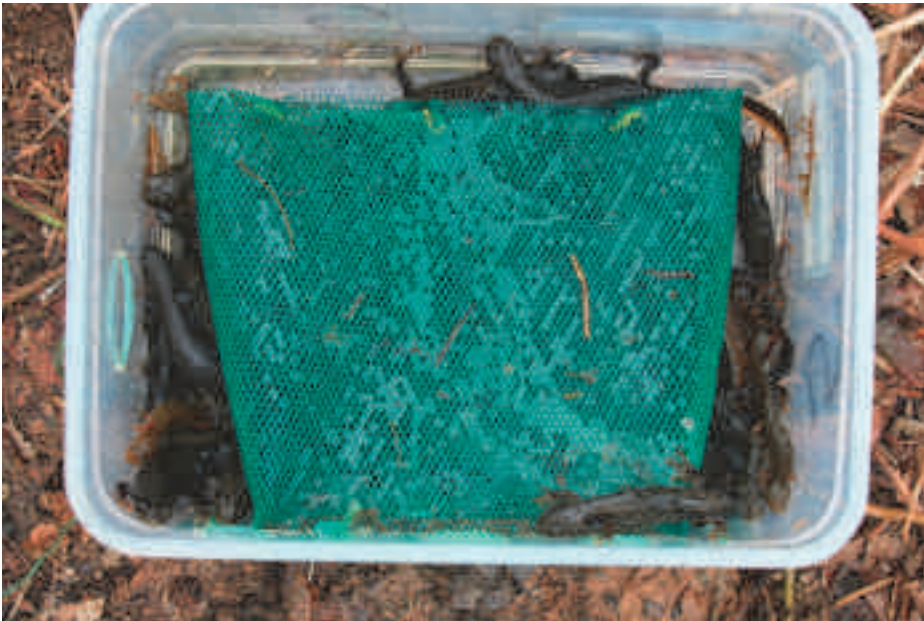


Figure 5d: Trap after removal of the bag. Newts to be identified and counted (Photo: D. Dewsbury).
Abb. 5d: Falle nach der Entfernung des Beutels mit Molchen, die bestimmt und gezählt werden.

Before lifting the elastic from around the bag, check for any newts that may be around the top of the box inside the bag. Normally all newts will have moved down into the box (fig. 5d) as the water flows out during the recovery operation. Carefully lift the elastic away from the bag to release it. The bag can be placed on one side. Identify, count and return the newts to the pond as soon as possible. An assistant recorder is a very useful asset especially if there is a large number of newts. Perhaps the easiest way is to gently lift each one from the box (preferably wearing disposable vinyl gloves,) identify it to your recorder and then return it gently to the water. This minimises the handling time whilst ensuring an accurate count and identification.

Ensure that there are no newts retained inside the trap, the bag or the float.

Place the used traps and bags, etc into a large bin liner for transportation back home.

Sterilisation

There is potential for cross-contamination between ponds e.g. of alien pond weeds and chytrid fungus so thorough sterilisation is essential.

1. Discard the plastic bag (If it is to be re-used then it must also be sterilised.).
2. Thoroughly rinse the box assembly, the plastic netting and winder, string and breathing tube with a fine jet from a hosepipe to ensure that no particles of debris or plant material remain.
3. Immerse all components for 15 minutes in a 10% solution of bleach (or other sterilising agent).
4. I do this most conveniently using a 9 litre plastic box which will just accommodate the newt trap and sufficient liquid for complete immersion (fig. 6a). A 75 ml bottle of bleach topped up to 7.5 litres with tap water is just right. Several traps can be sterilised using one bottle of bleach. (Please do not use hot water!) I sterilise the box assemblies first and then immerse all the floats and breathing tubes. I leave all the sterilised components to drain and to become dry if possible (fig. 6b).
5. Subsequently rinse all components with tap water and allow to dry.



a)



b)

Figure 6a and b: Newt trap being sterilised (a) and traps laid out to dry (b) (Photos: D. Dewsbury).

Abb. 6a und b: Eine Falle während der Desinfektion (a) und zum Trocknen (b) ausgelegte Molchfallen.

Comparison trial (Summary)

A very small comparison trial was conducted in 2010 to make a direct comparison between the prototypes of the new trap and conventional bottle traps (fig 7.)



Figure 7: Conventional bottle trap (Photo: D. Dewsbury).

Abb. 7: Übliche Flaschenfalle.

Each trial involved placing four conventional bottle traps at roughly 2 m intervals against the pond margin and at the same time deploying two 'Dewsbury Box' traps a few metres out from the same stretch of bank. The bottle traps were set with the base protruding slightly above the surface and with ventilation holes to ensure an air supply. (Some operators set bottle traps at the pond bottom but I considered this to be too risky.)

All the traps were left overnight and the newts counted the following morning.

Comparison trials were conducted at two different ponds, each with a good population of *Triturus cristatus*.

The results from the three trials were as follows (tab. 1):

Table 1: Comparison Trial Catch Data. (NB. Catch numbers are for all three UK species.)

Tab. 1: Fangdaten aus den Vergleichsuntersuchungen (die Fangzahlen beinhalten alle drei in Großbritannien vorkommenden Arten).

Trial Number	Number of Bottle Traps	Number of 'Dewsbury' Box Traps	Average Catch per Bottle Trap	Average Catch per Dewsbury Box
1	4	2	2.5	23
2	4	2	2.5	20
3	4	2	1.75	8

The 'Dewsbury' box traps appear to catch many more newts than conventional bottle traps.

This was an extremely limited experiment and I have not deployed any more bottle traps since then.

Summary of Operational Experience in the Field

The trap has been used in its current form to carry out surveys during the spring seasons of 2010, 2011 and 2012. During this time more than 3000 newts have been captured and released with no casualties or any signs of stress.

Surveys are normally carried out on up to ten water bodies at a time using my stock of twenty traps. The traps are deployed during one day (usually in the afternoon,) left in place over night and retrieved the following day. The average number of traps per water body is obviously two but this varies with only one being deployed in small or 'poor' ponds but more in larger or 'better' ponds. This is obviously subjective and also depends on the total number of ponds to be surveyed.

The traps are conveniently carried in a plastic shopping bag, five per bag and so are much easier to handle than bottle traps which can be quite difficult to transport.

Surveys have been carried out for Forestry Commission England, The National Trust, The Royal Society for the Protection of birds, The Duchy Estate and some private landowners.

An example of a typical project is the Wyre Forest (Worcestershire) where ten ponds were surveyed over one night on Forestry Commission land and the adjacent National Nature Reserve. The presence of *T. cristatus* was confirmed in one location and three additional locations were identified.

Similarly in ten ponds in Mortimer Forest (Shropshire) one *T. cristatus* location was confirmed and three new ones identified. The first ever *Lissotriton vulgaris* record for the forest was also found.

The Forest of Dean (Gloucestershire) and surrounding area where I live has been surveyed extensively over the three years and a distribution map for three species of newt is taking shape. So far 70 water bodies have been examined some of them more than once. *Triturus cristatus* has been found in 23 water bodies at 14 different locations, most of which were previously unknown. This information will enable more ponds to be created in strategic areas to form links between the separate *T. cristatus* populations across the whole forest area.

Table 2: Summary of Catch Data 2010 to 2012, all locations.

Tab. 2: Zusammenfassung der Fangdaten 2010 bis 2012 von allen Orten.

Year	All Species	<i>Triturus cristatus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Lissotriton helveticus</i>
2010	801	148	134	519
2011	981	98	154	729
2012	1415	94	139	1182
Total	3197	340	427	2430

- Number of trap deployments (in ponds with newts) = 443
- Average total catch of newts = 7.2*
- Maximum total catch in one trap of all species = 56
- Maximum catch in one trap of *T. cristatus* = 19
- Percentage of males caught all species = 75% (+/- 5%)
- Number of newt casualties or deaths = 0

*The average catch includes many water bodies which have a very low newt population. The normal catch is significantly greater and often more than 20.

The traps also catch other creatures including tadpoles of toad (*Bufo bufo*) and frog (*Rana temporaria*), dragonfly larvae, sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) water beetles, freshwater shrimp (*Gammarus*) caddis larvae (*Trichoptera*) and snails. Where sticklebacks are captured there is a low expectation for newt capture (fig. 8). This is found to be the case and there are no instances of *T. cristatus* being caught with sticklebacks. However, *T. cristatus* have been caught in ponds where alien carp species have been introduced by visitors to the forest.

Other interesting facts have emerged such as the sex ratio of captured newts which was found to be approximately 75% male and 25% female for all species.



Figure 8: By-catch, in this case sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*), Photo: D. Dewsbury.

Abb. 8: Beifänge in der Falle, hier Dreistachlige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*).

Problems and Difficulties

The traps were sometimes not sitting on the bottom of the pond, resulting in a zero or much-reduced catch. It is advisable to check the depth using a plumb line where there is any doubt. (The traps are designed to float in the event of a sudden increase in pond depth to protect captured newts from drowning.)

Water temperatures below about 10 degrees will result in lower catches and at very low water temperatures, very few newts will enter the traps.

In ponds with a very dense growth of vegetation, it was found that a space had to be cleared to allow the box to reach the pond bottom. If a layer of compressed vegetation unavoidably remains underneath the trap it may still be effective in catching newts. Care must be taken not move the trap so that the entrance becomes significantly obstructed by vegetation. Best results are obtained in water bodies with less vegetation.

A strong breeze can cause the trap to drift a short distance before it sinks.

Over-hanging trees can hamper the retrieval. The trap must be thrown out below any branches.

Emptying a box of newts can result in considerable interest from people passing by but this is not usually much of a problem.

Deeper Water Operation

Traps have been successfully deployed in an old swimming pool at a depth of more than 120 cm. This was achieved by cutting off the top of the bag and attaching a second bag using adhesive tape. The assembly remained sound over night and was successful in catching newts.

There has been one report of newts laying eggs on the plastic bag. I suspect that this happened when the water was very shallow and much of the plastic bag was lying horizontally on the surface. Such a situation may enable newts to make a fold in the bag to lay eggs. Most deployments are made in deeper water which keeps the bag relatively taut and egg-laying does not happen. Please be aware of this possibility and return any such eggs to the pond, along with a small portion of the bag if necessary.

I believe that water shrews (*Neomys fodiens*) would have sufficient air and food (captured invertebrates) inside the trap and could utilise the float as a refuge. However, none has been captured so far. Alternatively they may chew their way out through the bag.

Additional Possible Trials and Uses

Comparison with Other Traps

More extensive trials to compare this trap with other more conventional traps would be very useful. It may be possible to stop using bottle traps if the new trap can eventually be used to 'confirm' an absence of newts. Such confidence can only come from greater usage by experienced operators.

Mitigation and Trans-location Projects

It would be interesting to see if these devices could be used to move large numbers of newts to an alternative pond. This may be a more effective and safer method than using landfall traps or funnel traps.

Other Aquatic Air-breathing Animals

It may be possible to modify the trap dimensions to capture other creatures. For example it would be interesting to see how effective it may be for capturing aquatic frogs or their tadpoles. Eg. in comparison with funnel traps.

Availability and Feedback

The trap is now available to purchase from an on-line supplier and I would recommend that people who wish to use it should buy at least one before attempting to make their own. Much thought has gone into developing a sturdy and safe design and some of the parts can only be bought in large quantities. Whilst it is possible to make something that will work, it will take quite a lot of time to acquire suitable components and assemble them.

Any feedback of cost saving design ideas would be gratefully received. Also please report any problems, suggestions or interesting observations.

More than 100 of these traps have been supplied to other people and I hope you will be persuaded to try it out for yourself.

Update for 2014

I have continued to use my trap for newt surveys during 2013 and 2014 and many other people are also using it in the United Kingdom and some on the European mainland.

The highest number of newts caught with a single deployment is now 88 and the highest number of great crested newts (*Triturus cristatus*) is 25.

Comparison Trial with Bottle Traps in April, 2014

In April, 2014 I carried out a comparison trial in conjunction with an environmental consultancy. The comparison was a single event for one night only. The Consultancy deployed bottle traps on one of their routine surveys and I

deployed my box traps at the same time. The results are shown as written up by the Consultancy and are as follows:

Pond ref.	Bottle Trap			Dewsbury Trap			Average no. of GCN caught per bottle	Average no. of GCN caught per Dewsbury
	Number of Traps	GCN count	Smooth count	Number of Traps	GCN count	Smooth count		
New North	30	13	1	5	26	6	0.43	5.2
New South	30	12	7	5	28	1	0.4	5.6
I	30		5	2	4	7	0	2
L	50	5	14	1	3		0.1	3
R	15		6	2	7	2	0	3.5
O	50	4	7	4	5	8	0.08	1.25
P	25	2	15	2	8	1	0.08	4
K	8			1	11	2	0	11
Total	238	36	55	22	92	27	0.15	4.18

Only great crested newt (GCN) (*Triturus cristatus*) and smooth newt (*Lissotriton vulgaris*) were found to be present in the ponds. Many of the ponds were very shallow and the box traps had to be deployed right in the centre at an approximate depth of less than 30cm. These were not ideal conditions for these traps but they still performed very well compared with the bottle traps. In three of the ponds no GCN were found with bottle traps but were shown to be present by the box traps.

References

- KRÖPFLI, M., HEER, P. & J. PELLET (2010): Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt. *Amphibia-Reptilia* **31**: 403-410.
- DOLMEN, D. (1983): Diel rhythms and microhabitat preference of the newts *Triturus vulgaris* and *Triturus cristatus* at the northern border of their distribution area. *J. Herpetol.* **17**: 23-31.

Trap Supplier: www.nhbs.com

Contact Details:

David Dewsbury Bsc.
 Heathville, Wood Edge Road, Lower Milkwall
 Coleford, Gloucestershire, GL16 7LF
 Great Britain (GB)

E-mail: david.dewsbury@btinternet.com

Natura 2000 und Kammolche (*Triturus cristatus*) in der Champagne-Ardenne (Frankreich)

Stéphane Bellenoue (Soulaines-Dhuys, Frankreich)

Zusammenfassung

Im Rahmen eines Auftrages zum Monitoring des Kammolches in der Champagne-Ardenne (Nordostfrankreich) wurde eine Methode entwickelt, die hauptsächlich auf Fang mit Kleinfischreusen beruht und vorher in Frankreich zum Nachweis von Molchen nicht üblich war. Die gemachten Erfahrungen werden hier beschrieben. Außerdem werden der Erhaltungszustand der Lebensräume und der Populationen des Kammolches in der Region bewertet.

Summary

Natura 2000 and Great crested newt (*Triturus cristatus*) in the region Champagne-Ardenne (France)

The author and his team worked for the French environmental office in Champagne-Ardenne (North-East of France) and developed a monitoring method for *Triturus cristatus*. The method of capturing newts in funnel-traps, which has not been used before in France, and the experiences with this method are described in this article. We also evaluate the preservation status of habitats and populations of *Triturus cristatus* in Champagne-Ardenne.

Ziele der Untersuchung

Im Jahr 2008 schrieb die Umweltbehörde Untersuchungen zur Bewertung des Erhaltungszustands des Kammolchs in der Champagne-Ardenne aus. Den Auftrag erhielt unser Team aus fünf Organisationen (vier Naturschutzverbände CPIE / Centre Permanent d'Initiatives pour l'environnement, CENCA / Conservatoire d'Espaces Naturels de Champagne Ardenne, LPO/Ligue pour la Protection des Oiseaux, RENARD/Regroupement des Naturalistes Ardennais sowie die Planungsabteilung der Forstbehörde ONF/Office National des Forêts).

Die Region Champagne-Ardenne liegt zwischen Paris und Straßburg, mit der Hauptstadt Châlons-en-Champagne unweit von Reims, der bekanntesten Stadt in der Region.

Die Ziele der Studie waren:

- Die Ausarbeitung von Methoden zur Erfassung des Kammmolches (Vorhandensein / Nichtvorhandensein; es gab noch kein offizielles Verfahren zur Molch-Kartierung in Frankreich) sowie zum Monitoring für den Kammmolch.
- Die Bewertung des Erhaltungszustands des Kammmolchs (Populationen und Lebensräume) in den Natura 2000-Gebieten und in den Naturräumen der Champagne-Ardenne.
- Die Verbreitung der Monitoringmethoden unter den Natura-2000-Akteuren.

Material und Methode

Die Kartierungsmethode

Den Rahmen der Untersuchung bildeten 19 Natura 2000-Gebiete in der Region Champagne-Ardenne mit 30 für die Naturräume der Champagne-Ardenne repräsentativen Flächen. Das Projekt hatte eine Laufzeit von drei Jahren und ein Budget von 81.000 Euro.

Pro Gebiet wurden ein bis zwei Tage Kartierung angesetzt, mehr war aus Kostengründen nicht möglich. Die Kartierung wurde mit Literaturdaten aus früheren Kartierungen in den Gebieten und Austausch mit ortskundigen Kontaktpersonen vorbereitet.

Vor Ort gab es verschiedene Situationen, je nach Größe des Geländes und der vorhandenen potentiellen Kammmolch-Lebensräume:

- Gebiete, in denen es möglich war, die meisten Gewässer zu kartieren, wurden systematisch erfasst.
- Gebiete, in denen die Lebensräume eher punktuell lokalisiert waren, wie Stauseen oder große Wälder, wurden spezifisch erfasst, z.B. Uferbereiche und Feuchtgebiete.
- Große Gebiete mit vielen Gewässern und Lebensräumen (Auwald) wurden über Sampling-Mesh bearbeitet, d.h. das Gebiet wurde in viele gleich große Quadrate aufgeteilt, von denen einige nach dem Zufallsprinzip ausgewählt wurden.

Die Idee, Kleinfischreusen zur Molcherfassung zu benutzen, kam von Dr. Manfred Haacks (HAACKS & DREWS 2008). Zum Einsatz kamen zwei verschiedene Reusentypen (Tab. 1). Damit wurden in Frankreich erstmalig Kleinfischreusen zur Erfassung von Molchen verwandt. Im ersten Jahr (2009) haben wir nur mit Kormoran-Reusen (Abb. 1a, b und 2) gearbeitet und ab 2010 auch mit Pafex-Reusen (Abb. 1a, b), da es die Kormoran-Reusen nicht vorrätig gab.

Tab. 1: Beschreibung der verwendeten Kleinfischreusen-Typen.

Typ	Maße	Maschenweite	Öffnungen
Pafex-Reuse	500 x 250 mm, eckige Form	3 x 3 mm, Netzmaterial	60 mm Durchmesser, zwei Eingangstrichter sehr flach (60 mm)
Kormoran-Reuse	600 x 300 mm, runde Form	10 x 8 mm, Netzmaterial	50 mm Durchmesser, zwei trichterförmige Eingänge von 300 mm Tiefe

In fast allen Fällen wurde die Erfassung über Reusenfang durchgeführt. Der Zeitraum des Reusenfangs lag von Mitte März bis Ende Mai, tagsüber oder nachts.

In einigen wenigen Fällen wurden Erfassungen ohne Reusenfang durchgeführt, weil der Einsatz der Reusen nicht nötig war, z.B. in kleinen Gewässern mit klarem Wasser oder in kleinen Bombentrichtern aus dem Ersten Weltkrieg am Mont de Berru bei Reims. Diese Erfassungen wurden entweder nachts mit Taschenlampen oder bei Tag durch Abzählen durchgeführt.

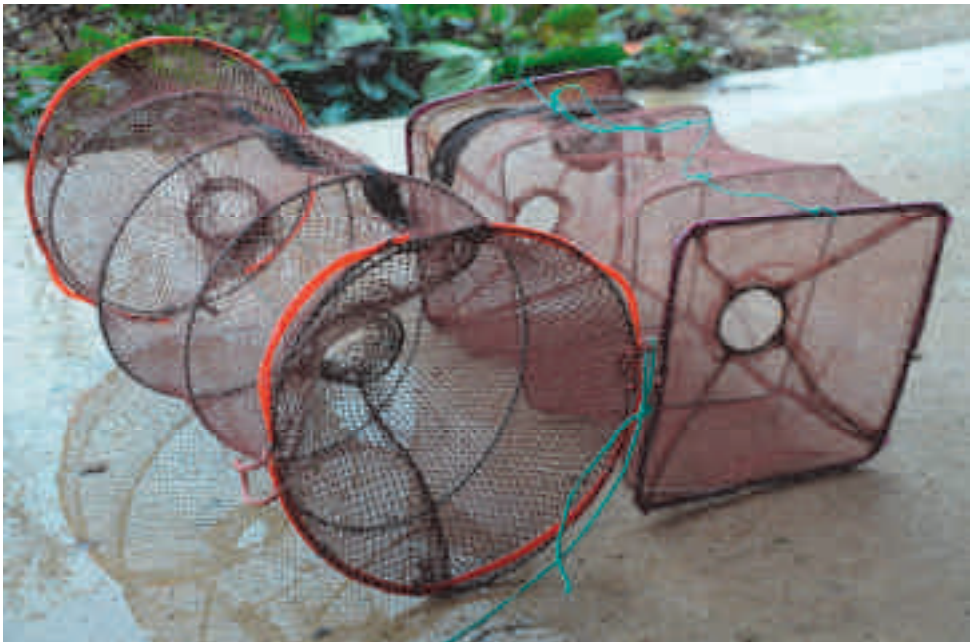


Abb. 1a: Kormoran-Reuse (links) und Pafex-Reuse (rechts).
Kormoran-Reuse mit trichterförmigen, 30 cm langen Eingängen. Die Trichteröffnungen haben einen Durchmesser von 50 mm. Die Netzmaschen sind mit 10 x 8 mm sehr groß.
Pafex-Reuse mit zwei flachen Eingangstrichtern, einem Öffnungsdurchmesser von 60 mm und einer Maschenweite von 3 x 3 mm. Foto: St. Bellenoue.



Abb. 1b: Kormoran-Reuse (links) und Pafex-Reuse (rechts) in der Aufsicht. Foto: St. Bellenoue.



Abb. 2 a-d: Kormoran-Reuse mit Kammolchen. Fotos: St. Bellenoue.

Ergebnisse

Die optimierte Wasserfallenmethode

Aus unseren Untersuchungen ergaben sich die folgenden Erfahrungen und Empfehlungen:

Die Anzahl der Kleinfischreusen ist abhängig von der Größe des Gewässers. Es sind aber mindestens drei Kleinfischreusen pro Gewässer von etwa 100 m² einzusetzen.

Die Kleinfischreusen werden nachts vom Rand in das Gewässer ausgebracht, möglichst in der Nähe von Pflanzen oder im Wasser liegenden Ästen und mit einem Band befestigt. Die Kleinfischreusen sollten nach unserer Erfahrung am Grund aufliegen, allerdings nicht im tiefsten Bereich des Gewässers, weil hier der Sauerstoff nicht ausreicht.

Nicht vollständig submers ausgelegte Kleinfischreusen fingen in unserer Studie tagsüber kaum oder keine Molche.

Nach zwei Stunden werden die Kleinfischreusen herausgenommen. Die Reusen dürfen keinesfalls länger vollständig unter Wasser ausliegen, da sonst das Überleben der Tiere aufgrund von Sauerstoffmangel oder bei zu großer Maschenweite (s. u.) gefährdet ist.

Eventuell können bei zu großer Wassertiefe oder zu langer Fangdauer Schwimmkörper in die Reuse gelegt werden, damit die Molche Sauerstoff bekommen können. Das war bei uns in sehr seltenen Fällen nötig.

Die Kontrolle der Anzahl der Kleinfischreusen vorher und nachher ist wichtig, um keine Fallen bei der Leerung zu vergessen, was für die gefangenen Tiere tödlich enden würde.

Die Wassertemperatur sollte $<15^{\circ}\text{C}$ liegen. Bei $>15^{\circ}\text{C}$ besteht das Risiko von Sauerstoff-Mangel.

Fangzeit

Die Fangzeit liegt zwischen März und Mai. Optimal ist die zweite Aprilhälfte. Im Nachhinein beurteilen wir März als zu früh, weil dann die Kammolche noch nicht alle aktiv sind.

Die beste Tageszeit ist in der Dämmerung. Beim Einsatz von Kleinfischreusen in der Nacht haben wir öfter ungewollten Beifang gehabt, z.B. Ringelnatter, Wasserspitzmaus, Bismartrate und verschiedene Anuren. Um diese Arten nicht zu beeinträchtigen, die Tiere sind oft verletzt oder tot, haben wir nicht mehr nachts gefangen.

Die Ergebnisse werden beeinflusst von der Größe des Gewässers, der Art und Zahl der Fallen, der Eintauchtiefe, Ort, Dauer und Zeitpunkt der Fallenauslage.

Fallentest und Fängigkeit

Um zu testen, wie die Kleinfischreusen optimal eingesetzt werden können, haben wir als erste Erprobung einen „Molch-Marathon“ durchgeführt. Dabei wurde über 48 Stunden in sechs verschiedenen Gewässern mit den Kormoran-Reusen gefangen.

In den Abbildungen 3 bis 5 sind die Ergebnisse für die drei gefangenen Molch-Arten dargestellt.

Abbildung 3 zeigt, dass das Zeitfenster von 19.00 bis 10.00 Uhr optimal für den Fang der Kammolche ist. Fänge mitten in der Nacht sind aber für das Monitoring dieser Art nicht erforderlich. Die Untersuchungen können am Abend

oder in der Morgendämmerung durchgeführt werden. Die heißesten Stunden des Tages müssen vermieden werden (RONDEL et al. 2012).

Beim Fallentest wurden mehr Fadenmolche (*Lissotriton helveticus*) tagsüber als nachts gefangen (Abb. 4).

Bei den Bergmolchen (*Ichthyosaura alpestris*) wurden morgens und abends die meisten Fänge registriert (Abb. 5).

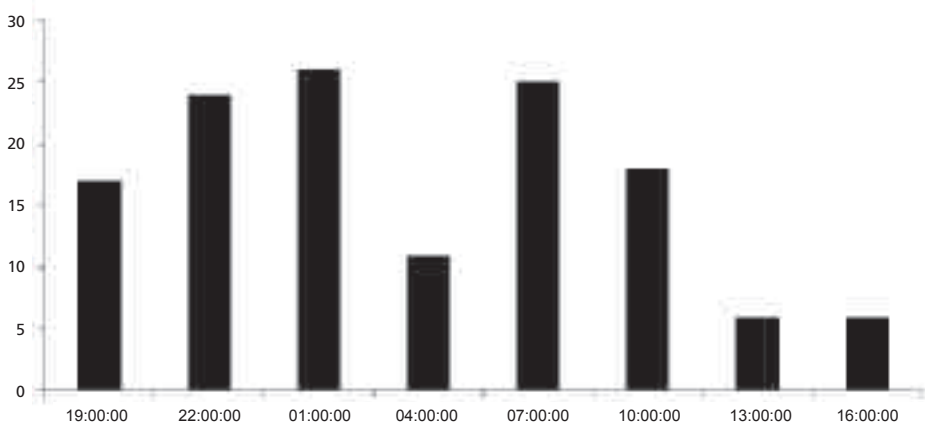


Abb. 3: Anzahl der Fänge von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in Kormoran-Reusen innerhalb von 24 Stunden (sechs Gewässer, 28.-30. April 2009).

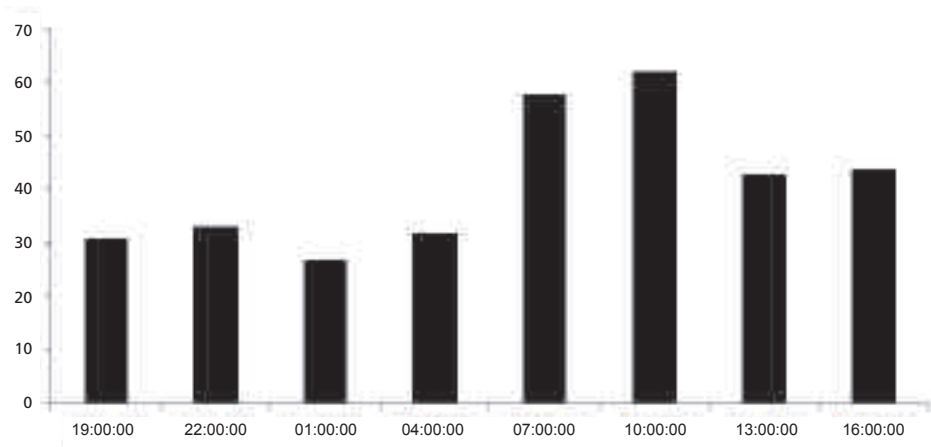


Abb. 4: Anzahl der Fänge von Fadenmolchen (*Lissotriton helveticus*) in Kormoran-Reusen innerhalb von 24 Stunden (sechs Gewässer, 28.-30. April 2009).

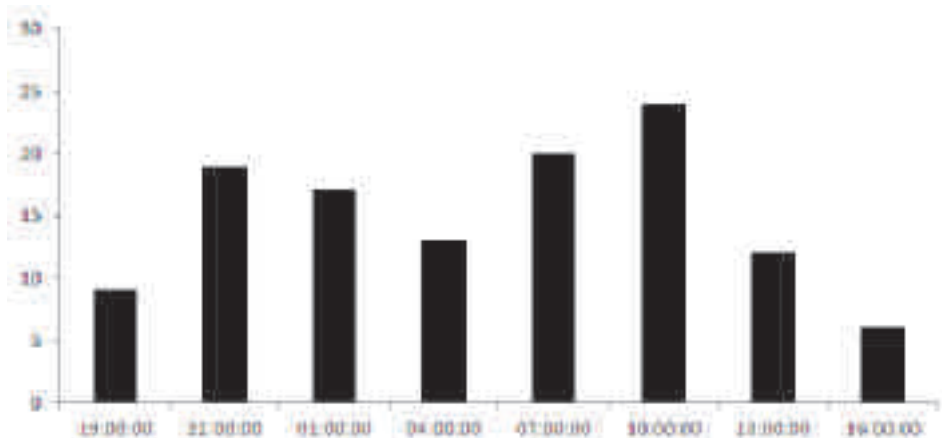


Abb. 5: Anzahl der Fänge von Bergmolchen (*Ichthyosaura alpestris*) in Kormoran-Reusen innerhalb von 24 Stunden (sechs Gewässer, 28.-30. April 2009).

Um herauszufinden, wie lange es dauert, bis Tiere in die Kleinfischreuse kommen, wurde 2010 tagsüber eine Videokamera an einem klaren Gewässer aufgestellt. Die ersten Teichmolche (*Lissotriton vulgaris*) waren in weniger als fünf Minuten in der Reuse.

Die beiden eingesetzten Kleinfisch-Reusentypen zeigten eine unterschiedliche Fängigkeit.

Die Kormoran-Reusen haben die besseren Fangraten, weil die Molche nicht sofort wieder heraus können. Der Fangtrichter besteht aus einem Gang mit Verjüngung (Abb. 1a, b und 2).

Die Pafex-Reusen haben keinen Gang mit Verjüngung und die Molche können leicht wieder herausgelangen (Abb. 1a, b). Zudem ist der Durchmesser der Trichteröffnung mit 6 cm sehr groß.

Bei den Kormoran-Reusen sind die zu weiten Netzmaschen problematisch, in denen kleine Molcharten (Faden- und Teichmolch) stecken bleiben und so verletzt werden oder ertrinken können. Die Gefahr des Ertrinkens besteht auch bei den Pafex-Reusen, weshalb sie nicht länger als zwei Stunden vollständig unter Wasser ausgelegt werden sollten!

Abb. 6: Kartierungsschlüssel

Bestimmungsschlüssel für den Erhaltungszustand der Lebensräume des Kammmolchs (im Natura-2000-Gebieten oder in den für die Naturräume repräsentativen Flächen)					
Vorbereitungs-/Schutzbestimmungen des Naturschutzes	Arbeitszeit (Kartierungsschicht) (Bewertung)	Mittelschicht (Mittelschicht) (Bewertung)	Vorbereitungs-/Schutzbestimmungen des Naturschutzes (Mittelschicht) (Bewertung)	Schicht (Schicht) (Bewertung)	Fläche nicht geschützt
A - Schutzgebiete (einschließlich Natura-2000-Gebieten) und sonstigen Schutzgebieten	B - Nicht geschützte Gebiete	C1 - > 2500	D1 - 110 bis 150 m	A1 - 1a	Fläche nicht geschützt
				A2 - 1b	Fläche nicht geschützt
C - Nicht geschützte Gebiete (einschließlich Natura-2000-Gebieten) und sonstigen Schutzgebieten	D - 110 bis 150 m	E1 - 110 bis 150 m	F1 - 110 bis 150 m	A1 - 1a	Fläche nicht geschützt
				A2 - 1b	Fläche nicht geschützt
				A3 - 1c	Fläche nicht geschützt
				A4 - 1d	Fläche nicht geschützt
				A5 - 1e	Fläche nicht geschützt
				A6 - 1f	Fläche nicht geschützt
				A7 - 1g	Fläche nicht geschützt
				A8 - 1h	Fläche nicht geschützt
				A9 - 1i	Fläche nicht geschützt
				A10 - 1j	Fläche nicht geschützt
D - 110 bis 150 m	E2 - 110 bis 150 m	F2 - 110 bis 150 m	G1 - 110 bis 150 m	A1 - 1a	Fläche nicht geschützt
				A2 - 1b	Fläche nicht geschützt
				A3 - 1c	Fläche nicht geschützt
				A4 - 1d	Fläche nicht geschützt
				A5 - 1e	Fläche nicht geschützt
				A6 - 1f	Fläche nicht geschützt
				A7 - 1g	Fläche nicht geschützt
				A8 - 1h	Fläche nicht geschützt
				A9 - 1i	Fläche nicht geschützt
				A10 - 1j	Fläche nicht geschützt
E - 110 bis 150 m	F3 - 110 bis 150 m	G2 - 110 bis 150 m	H1 - 110 bis 150 m	A1 - 1a	Fläche nicht geschützt
				A2 - 1b	Fläche nicht geschützt
				A3 - 1c	Fläche nicht geschützt
				A4 - 1d	Fläche nicht geschützt
				A5 - 1e	Fläche nicht geschützt
				A6 - 1f	Fläche nicht geschützt
				A7 - 1g	Fläche nicht geschützt
				A8 - 1h	Fläche nicht geschützt
				A9 - 1i	Fläche nicht geschützt
				A10 - 1j	Fläche nicht geschützt

Situation des Kammmolches im Untersuchungsgebiet

Unsere Studie ergab, dass der Erhaltungszustand des Kammmolchs, bezogen auf die Populationen und die Lebensräume, in den bearbeiteten Natura 2000-Gebieten schlecht ist. Die Einrichtung der Natura 2000-Gebiete in der Champagne trägt nicht zum Schutz des Kammmolchs bei.

Zu diesem Schluss kamen wir mittels eines von uns erarbeiteten Kartierungsschlüssels. Ein zusammenfassender Überblick über diesen Schlüssel gibt die Abbildung 6.

Der Kartierungsschlüssel beruht auf den folgenden Kriterien:

- Anteil der mit Kammmolchen besetzten Gewässer
- Mindestabstand (Medianwert) zwischen den Gewässern mit Kammmolch-Bestand
- Strukturierung des Landlebensraums in einem Median-Umkreis von 250 m um die Gewässer
- Störungen in einem Großteil der Gewässer (z. B. Fische).

Der Erhaltungszustand des Kammmolchs (Populationen und Lebensräume) ist jedoch in den Naturräumen der Champagne-Ardenne zum Teil noch gut, vor allem dort, wo es noch Viehhaltung mit Weidewirtschaft gibt. In diesen Gebieten findet bereits die Vogelschutzrichtlinie Anwendung mit Ausweisung von „Besonderen Schutzgebieten“ (BSG), wodurch auch der Kammmolch geschützt wird.

Für das weitere Monitoring des Kammmolchs in der Champagne empfehlen wir drei Kartierungen innerhalb eines Jahres, davon zwei mit Reusen zwischen April und Mai, und eine mit dem Kescher im Juli, um Reproduktionsnachweise (Larven) zu erbringen. Der Reusenfang im Sommer ist problematisch, weil die Amphibienlarven einer erhöhten Prädation durch Wasserinsekten, insbesondere durch Gelbrandkäferlarven, ausgesetzt sind.

Danksagung

Vielen Dank für die Übersetzung und Korrekturen an Kristina Bellenoue, Manfred Haacks und Horst Bertram. Dank auch an Andreas Kronshage für die Hilfe bei der Schlussfassung des Manuskriptes.

Literatur

- HAACKS, M. & A. DREWS (2008): Bestandserfassung des Kammmolchs in Schleswig-Holstein, Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. – Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 79-88.
- RONDEL, S. TERNOIS, V. & S. BELLENOUE (2012): Inventaire des urodèles dans six mares de Champagne Humide (Soulaines-Dhuys – 10, Tremilly – 52) par la capture à l'aide de nasses à poissons. – Naturelle **4**: 32-39.

Anschrift des Verfassers:

Stéphane Bellenoue, CPIE du Pays de Soulaines, Domaine Saint Victor, 10200 Soulaines-Dhuys, Frankreich. E-mail: cpie.pays.soulaines@wanadoo.fr

Negative Erfahrungen mit Flaschenreusen in amphibienreichen Kleingewässern der Eifel

Birgit Blossat (Jünkerath)

Zusammenfassung

Eine negative Erfahrung beim Einsatz von Flaschenreusen mit einer nicht unerheblichen Anzahl toter Molche wird analysiert und diskutiert. Dieses Ereignis wurde über den online newsletter www.amphibienschutz.de publik gemacht mit der Bitte, ähnliche Erfahrungen mitzuteilen. Diese werden ebenso ausgewertet und Handlungsempfehlungen daraus abgeleitet, um solche tragischen Unfälle nach Möglichkeit bei zukünftigen Untersuchungen zu vermeiden.

Summary

Negative experiences with plastic bottle funnel traps in amphibian-rich ponds in the Eifel

A negative experience with dead newts in plastic bottle funnel traps is analysed and discussed. This event was communicated via the online platform www.amphibienschutz.de with the request to inform about similar experiences. The replies were evaluated and recommendations for handling these devices were worked out to avoid similar bad accidents in future investigations.

Einleitung

Seit einigen Jahren arbeite ich im Rahmen von FFH-Monitoring, Gutachten etc. mit selbst hergestellten Flaschen- und Eimerreusen (vier Seiten- und eine Bodenöffnung, vgl. SCHLÜPMANN 2009) sowie im Handel erhältlichen Kleinfischreusen. Diese Fallentypen werden mittlerweile allgemein üblich bei Kartierungen eingesetzt. Flaschenreusen (Abb. 1) hatte ich trotz sehr guter Fängigkeit nur vergleichsweise kurzfristig im Einsatz, da ich leider bereits in der zweiten Einsatzsaison negative Erfahrungen mit diesem Hilfsmittel gemacht habe. Über diese Erfahrung berichtet der Artikel, da ich der Auffassung bin, dass negative Ergebnisse viel zu selten publik gemacht werden, was den Nachteil hat, dass die gleichen vermeidbaren Fehler mehrfach gemacht werden.

Methode

Am 1.5.2009 wurden insgesamt 30 Flaschen- (FR) und 17 Eimerreusen (ER) in sieben Gewässern im Bereich der Verbandsgemeinde Obere Kyll (Vulkaneifel-

kreis, Rheinland-Pfalz) über Nacht ausgebracht. Die Fallen wurden am darauf folgenden Tag geleert, sie verblieben zwischen 17-21 Stunden im Gewässer (Tab. 1). Die Fallen wurden ins Flachwasser gelegt und ggf. in der Vegetation verankert. Der Flaschenhals ragte stets aus dem Wasser, so dass ein ausreichender, frischer Luftvorrat über die Perforierung gesichert war. Die Lufttemperatur bei der Leerung betrug zwischen 18,5-19,5°C bei wechselnder Bewölkung. Bis auf die Tümpelquelle, die mitten in einem Fichtenforst gelegen ist, sind alle Standorte sonnenexponiert.



Abb. 1: Flaschenreuse nach SCHLÜPMANN (2009). Foto: B. BLOSAT.



Abb. 2: Amphibienreicher Kleinweiher im Wald bei Stadtkyll (Vulkaneifelkreis). Foto: B. BLOSAT.

Ergebnisse

Die Fallenergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt. Hier ist ersichtlich, dass Probleme mit den Flaschenfallen an zwei Gewässern auftraten. Bei einer wassergefüllten Wagenspur waren Verluste der Bergmolche (*Mesotriton alpestris*) von 33%, beim Kleinweiher im Wald von 59% und bei den Fadenmolchen (*Lissotriton helveticus*) von 43% zu verzeichnen. Insgesamt befanden sich 41 tote Molche in den Flaschenreusen. Auffällig war vor allem beim Kleinweiher, dass sich in den meisten Fällen sehr viele Kaulquappen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) mit in den Fallen befanden, wobei erstaunlicherweise bei den Larven keinerlei Todesfälle zu verzeichnen waren. Eine Flasche war derart mit Tieren gefüllt, dass kaum noch Wasser in der Falle vorhanden war. Eine andere Falle hatte sich über Nacht aus der Verankerung in der Vegetation gelöst und sank auf den Grund des Tümpels, alle vier Molche dieser Falle waren tot.

Da bei etlichen Molchen eine Hautablösung festzustellen war, wurde Hautprobenmaterial gesammelt, welches von THORSTEN OHST (Museum für Naturkunde Berlin) auf den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) untersucht wurde. Zur verwendeten Methodik und der kartographischen Ergebnisdarstellung verweise ich auf OHST et al. (2011). Von 30 toten Bergmolchen wurden 15 (50%) und von sechs toten Fadenmolchen einer (17%) positiv auf *Bd* getestet.

Tab. 1: Eingesetzte Reusentypen und Fangergebnisse an sechs verschiedenen Gewässern bei Stadtkyll und Schüller (Verbandsgemeinde Obere Kyll, Vulkaneifelkreis, Rheinland-Pfalz). Eimerreuse (ER), Flaschenreuse (FR, grau unterlegt). Die fettgedruckte Zahl bedeutet Anzahl an toten von der totalen Anzahl von Molchen (z.B. 2 tote von 6).

Gewässer	Reusen [n]	Auslage [Uhrzeit]	Leerung [Uhrzeit]	Auslagezeit [h]	Bergmolch [n]	Fadenmolch [n]
oberer Stauteich Birnbachtal	7 ER	17:00	11:00	18	-	-
unterer NABU-Teich Toedtachtal	8 ER	18:00	15:00	21	21 (3;18)	149 (109;40)
oberer NABU-Teich Toedtachtal	8 FR	18:35	14:15	20	128 (66;62)	29 (16;13)
	2 ER				157 (89;68)	34 (19;15)
Tümpelquelle Fichtenforst	4 FR	19:10	13:45	19	23 (17;6)	3 (2;1)
zwei wassergefüllte Fahrspuren	2 x 3 FR	19:20	11:35	16	6 (2;4) 2†	2 (2;0)
Kleinweiher Wald	12 FR	19:40	12:30	17	56 (27;29) 33†	14 (10;4) 6†

Diskussion

Es bleibt zu analysieren, was die hohe Mortalitätsrate verursacht hat. Wie aus der Tabelle 1 ersichtlich ist, kann die Exposition (Besonnung und Dauer) nicht allein zu diesem Phänomen geführt haben, da eine Besonnung auch bei ande-

ren Gewässern vorhanden war und die Fallen zudem bis zu fünf Stunden länger im Gewässer verblieben, als bei den wassergefüllten Wagenspuren und dem Kleinweiher, ohne dass es dort zu Todesfällen gekommen wäre. Vermutlich hat hier eine Verkettung unglücklicher Umstände zu diesem Ereignis geführt. Es kann mit Sicherheit angenommen werden, dass ein starker Sauerstoffmangel durch die hohe Anzahl an gefangenen Tieren und das daraus resultierende geringe Restwasservolumen aufgetreten ist. Sauerstoffmangel ist definitiv der Grund für die Mortalität aller vier Molche in der einen abgesunkenen Falle. Zudem ist davon auszugehen, dass die mit dem Hautpilz *Bd* infizierten Individuen (44% der untersuchten toten Molche) einer zusätzlichen Schwächung unterlagen. Möglicherweise wurden von den Kaulquappen Schreck- bzw. Giftstoffe ausgestoßen, die von den Molchen in solch hohen Konzentrationen nicht vertragen werden (A. GEIGER, mdl.).

Es sollte noch erwähnt werden, dass ich im Vorjahr 30 FR bei drei verschiedenen Untersuchungen ohne größere Probleme im Einsatz hatte (ein totes Teichmolch-Männchen am 10.5.2008), wobei die späteste Exposition am 11.6.2008 stattfand.

Nach dieser bedauernswerten Erfahrung, habe ich über den newsletter von www.amphibienschutz.de eine Kurzinfo über diesen Vorfall gegeben, da ich die Auffassung vertrete, dass gerade Negativerfahrungen kommuniziert werden müssen, um künftige Pannen verhindern zu helfen (vgl. HAACKS et al. 2009). Es gab auch einen regen Diskussionsaustausch, von dem hier einige Ergebnisse und Anregungen wiedergegeben werden. Um niemanden mit negativen Erfahrungen „vorzuführen“, sind die Erfahrungen anonym aufgelistet.

Insgesamt erhielt ich 17 verwertbare Antworten in denen Stellung zu der Benutzung von FR genommen wurde. Jeweils fünf Personen (29,4%) benutzen entweder keine FR in ihren Untersuchungen, wobei Gründe nicht genannt wurden, oder haben keinerlei negative Erfahrungen gemacht. Sieben Personen (41,2%) konnten ebenso über negative Erfahrungen mit diesem Fallentyp berichten. Dabei reichen die Ausführungen von vereinzelt bis öfters tote Molche in den Fallen gefunden bis zu Pannen bei der Ausbringung. Hierzu zählte zum einen ein Zusetzen der kleinen Luftöffnungen durch Regentropfen oder über Nacht geflutete FR wegen starker Regenfälle (s.a. SCHLÜPMANN 2009), was in beiden Fällen den Sauerstoffaustausch verhinderte und aufgrund dessen zu Verlusten führte. Andere berichten, dass sie diesen Fallentyp inzwischen nur noch in der kühleren Jahreszeit März bis Anfang April nutzen oder die Dauer der Exposition zu lang war (mehr als 24 h). Es existieren somit mehr negative Erfahrungen mit diesem Fallentyp als uns bisher offiziell bekannt sind. Hierzu finden sich auch Hinweise in der Literatur, die sich allerdings auf den Fallentyp ohne Luftlöcher bzw. Perforierung beziehen (MEYER 2005, BERGER 2000, KÜHNEL & RIECK 1988, GRIFFITHS 1985). Ein Kollege berichtet über aufgefundene Altreausen im Gelände mit den entsprechenden Todesfällen.

Unbestritten ist, dass es sich bei den FR um einen sehr fängigen Fallentyp handelt, der einfach im Gelände auszubringen und zu transportieren ist sowie in

großer Zahl im Auto gestapelt werden kann und bei Ausschaltung sämtlicher potentieller Störfaktoren gute Ergebnisse liefert. Zudem ist er preiswert und leicht selbst herzustellen (vgl. SCHLÜPMANN 2009, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009).

Aufgrund der gemachten Erfahrungen lassen sich nun folgende Empfehlungen zum Umgang mit FR aussprechen:

- Einsatz möglichst nur in der kühleren Jahreszeit mit noch niedrigen Wassertemperaturen von März bis Anfang April oder bei höheren Temperaturen bzw. besonnter Exposition alternativ spät abends ausbringen und früh morgens kontrollieren.
- Kontrollintervalle von vier Stunden bei kopfstarken Amphibienpopulationen durchführen oder besser gänzlich bei solchen Standorten auf diesen Fallentyp verzichten.
- Sofern eine Vorschädigung bzw. Schwächung der Tiere durch Pilze (z.B. *Bd*, *Saprolegnia* sp.), Prädatoren (z.B. *Haemopsis sanguisuga*, *Hirundo medicinalis*) und Parasiten (z.B. *Branchiura* sp.) o.ä. bekannt oder wahrscheinlich ist, unbedingt auf den Einsatz von FR verzichten.
- Die Dauer der Exposition generell so kurz wie möglich halten – 24 Stunden (SCHLÜPMANN 2009) können bei kritischen Umweltbedingungen (Witterung, hohe Amphibiendichte, *Bd*-Vorschädigungen) schon deutlich zu lang sein (s.o.).
- Sind wechselnde Wasserstände bekannt oder starke Regenfälle über Nacht zu erwarten FR mit Schwimmer ausstatten (SCHLÜPMANN 2009) oder besser auf andere Fallentypen ausweichen.
- Unbedingt auf die fachgerechte Ausbringung nach SCHLÜPMANN (2009) achten.

Mein persönliches Fazit ist, dass ich die FR seit dem Ereignis nicht mehr benutze. Ich weiche auf die beiden anderen Fallentypen aus, was bei sehr niedrigem Wasserstand allerdings problematisch werden kann. Um die Nutzung von Kleinfischreusen komme ich nicht herum, da bei 25 ER à 20 l die Kapazitätsgrenze auch bei einem Kombi schnell erreicht ist. Leider kann die Qualität, Haltbarkeit und Fängigkeit (z.B. aufgrund einer zu großen Reusenöffnung von 6,5 cm Durchmesser) der Kleinfischreusen mit den anderen beiden Reusentypen nicht mithalten. Allerdings lassen sich die Fischreusen bei Niedrigwasser besser einsetzen als Eimerreusen.

Wer die praktischen Flaschenreusen (weiterhin) benutzen möchte, sollte im Sinne des Arten- und Tierschutzes allerdings die Einsatzbeschränkungen genau kennen – bei entsprechender Anwendung sollten dann Unfälle weitestgehend vermeidbar sein (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009).

Danksagung

Bedanken möchte ich mich herzlich bei den KollegInnen, die auf meine Rundmail über www.amphibienschutz.de durch eigene oder fremde Erfahrungen

und Anregungen die Diskussion in Schwung gebracht haben und mich mehrheitlich bestärkten, diese sehr unangenehme Erfahrung – wenn auch ein wenig verspätet – an die Öffentlichkeit zu bringen: EIKE AMTHAUER, BRIGITTE BENDER, ANKE BRANS, SIMONE BRÜCKMANN, ARNO GEIGER, MANFRED HENF, WOLFGANG HERZOG, MANFRED KELLER, RALF MÄKERT, UWE MANZKE, ANNETTE MÖLLER, THOMAS RHODE, JOGGI RIEDER, PETER SCHÄFER, HEIKO STAUDE, THOMAS STAUDE, TOBIAS WAGNER, SILVIA ZUMBACH. Außerdem bedanke ich mich bei THORSTEN OHST für die gute Zusammenarbeit sowie bei ANDREAS KRONSHAGE und DIETER GLANDT für die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Die Ausnahmege-
nehmigung wurde dankenswerterweise erteilt durch MICHAEL EHLTING (Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Ref. 42, Obere Naturschutzbehörde, AZ: 425-104.233.0901).

Literatur

- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichtyofaunistik Sachsen **6**: 111-116.
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in Smooth and Palmate Newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. – Herpetological Journal **1**: 5-10.
- HAACKS, M., D. BOCK, A. DREWS, H.-J. FLOTTMANN, C. GESKE, A. KUPFER, D. ORTMANN & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. – Natur und Landschaft **84** (6): 276-280.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK. (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – Jahrbuch für Feldherpetologie **2**: 133-139.
- MEYER, S. (2005): Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammolchpopulationen (*Triturus cristatus*, LAURENTI 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts. – Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 102 S.
- OHST, T., Y. GRÄSER, F. MUTSCHMANN & J. PLÖTNER (2011): Neue Erkenntnisse zur Gefährdung europäischer Amphibien durch den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Zeitschrift für Feldherpetologie **18** (1): 1–17.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Birgit Blosat
Schüllerstr. 9
D- 54584 Jünkerath

E-mail: bblosat@t-online.de

Vergleich der Fängigkeit von Kleinfischreusen und Eimerreusen – Erste Ergebnisse aus verschiedenen Gewässern Nordrhein-Westfalens

Birgit Blosat (Jünkerath)

Zusammenfassung

Die Fängigkeit von handelsüblichen Kleinfischreusen und selbst hergestellten Eimerreusen wird in verschiedenen Gewässern in Nordrhein-Westfalen verglichen. Erste Ergebnisse lassen die Tendenz erkennen, dass Fischreusen fängiger gegenüber Kaulquappen und adulten Wasserfröschen sind, wohingegen adulte Kammmolche und deren Larven besser durch Eimerreusen nachgewiesen werden. Die Vor- und Nachteile der beiden Fallentypen werden kurz diskutiert.

Summary

Comparison of catchability between fish funnel traps and bucket funnel traps deployed in several waters of North Rhine-Westphalia

A comparison of catchability between fish funnel traps and self-made bucket funnel traps is made in several waters of North Rhine-Westphalia. Fish funnel traps are more efficient in trapping tadpoles and adult water frogs whereas bucket funnel traps are more useful in catching adult crested newts and their larvae. The advantages and disadvantages of both trap types are briefly discussed.

Einleitung

In den letzten Jahren erschien eine Vielzahl von Publikationen zum Thema Fängigkeit verschiedenartiger Reusentypen bei Amphibien (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009), besonders in bezug auf den Kammmolch als einer dem regelmäßigen Monitoring unterliegenden FFH-Art (z.B. HAACKS & DREWS 2008, HAACKS et al. 2009; BOCK et al. 2009, LAUFER 2009, KRAPPE 2011). Da die Ergebnisse der Untersuchungen nicht immer einheitlich sind und ein Vergleich zwischen im Handel erhältlichen Kleinfischreusen und selbst hergestellten Eimerreusen (SCHLÜPMANN 2009) meines Wissens noch nicht vorgenommen wurde, werden nachfolgend erste Daten präsentiert.

Methode

Es muss darauf hingewiesen werden, dass es sich hier nicht um einen gezielt herbeigeführten Vergleich, sondern lediglich um die Auswertung verschiedener Kartierungen, bei denen beide Reusentypen in gleichen oder benachbarten Gewässern im Einsatz waren, handelt. Es erscheint daher wenig sinnvoll, die Ergebnisse statistisch auszuwerten. Die Ergebnisse sollen lediglich als Anregung zu weiteren Untersuchungen dienen.

Verglichen wurde die Fängigkeit von 20 Liter fassenden, selbst hergestellten runden und rundovalen Eimerreusen mit je einer Bodenreusen- und vier Seitenreusenöffnungen nach D. ORTMANN (SCHLÜPMANN 2009, Abb. 1) mit im Handel erhältlichen Kleinfischreusen (Paladin, Größe S: 23 x 23 x 55 cm, Maschenweite 3,5 mm) mit zwei seitlichen Reusenöffnungen von je 6,5 cm Durchmesser (Abb. 2). Die Fischreusen wurden jeweils mit einer 0,5 Liter fassenden Plastikflasche als Schwimmer versehen, um ein Absinken in tiefem Wasser zu verhindern und so die kontinuierliche Versorgung mit atmosphärischem Sauerstoff zu gewährleisten (vgl. Abb. 2).



Abb. 1: Runde und rundovale Eimerreuse nach D. ORTMANN (SCHLÜPMANN 2009). Foto: B. BLOSAT.



Abb. 2: Kleinfischschreie, Modell Paladin. Foto: B. BLOSAT.

Untersuchungsgewässer und Ausbringungstermine:

- verschiedene Altarme (Worringer Bruch, Köln), die Ergebnisse der drei Fangtermine (15.5., 10.6. und 3.7.2009) wurden zusammengefasst,
- mehrere stark zugewachsene Abgrabungsgewässer (NSG Am Hornpottweg, Köln), die bei Hochwasserstand ein großes Gewässer bilden (z.B. 2011), zwei Fangtermine 7.8.2009 und 31.7.2011 wurden getrennt betrachtet,
- mehrere Weiher im Erftkreis, ein Fangtermin am 16.6.2011,
- ein großes Kies-Abgrabungsgewässer (Müggenhausen, Kreis Euskirchen), ein Fangtermin am 30.6.2009,
- mehrere verschieden große Weiher und Tümpel auf einem ehemaligen Kiesgrubengelände und im angrenzenden Wald (NSG Dünstekoven und Ville, Rhein-Sieg-Kreis), ein Fangtermin am 27.06.2010.

Die Fallen wurden jeweils am Nachmittag im Gewässer deponiert und im Laufe des nächsten Tages geleert. Die Exposition betrug zwischen 16 bis 26 Stunden.

Ergebnisse

Die Fallenergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Eingesetzte Reusentypen und Fangergebnisse in fünf Untersuchungsgebieten im Regierungsbezirk Köln (Nordrhein-Westfalen); Eimerreuse (ER), Fischreuse (FiR), Kiesgrube (KG), grau unterlegt = FiR fängiger als ER.

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Kammolch					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
Worringer Bruch 15.5., 10.6., 3.7.2009	ER	3 x 25	40 (12,28)	16	0,533	0,213	0,107	0,043
	FiR	1 x 9, 2 x 20	3 (2,1)	7	0,061	0,143	0,031	0,071
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	8 (6,2)	20	0,320	0,800	0,064	0,160
	FiR	1 x 20	0	4	0	0,200	0	0,100
NSG Dünstekoven 3.7.2011	ER	1 x 25	4 (0,4)	13	0,160	0,520	0,032	0,104
	FiR	1 x 20	2 (1,1)	7	0,100	0,350	0,050	0,175
Erftstadt 16.6.2011	ER	1 x 25	15 (9,6)	27	0,600	1,080	0,120	0,216
	FiR	1 x 20	3 (1,2)	11	0,150	0,550	0,075	0,275
Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Teichmolch					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
Worringer Bruch 15.5., 10.6., 3.7.2009	ER	3 x 25	33 (19,14)	25	0,440	0,333	0,088	0,067
	FiR	1 x 9, 2 x 20	2 (0,2)	8	0,041	0,163	0,020	0,082
NSG Am Hornpottweg 31.7.2011	ER	1 x 25	0	2	0	0,08	0	0,016
	FiR	1 x 19	0	0	0	0	0	0
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	4 (1,3)	10	0,160	0,400	0,032	0,080
	FiR	1 x 20	0	1	0	0,050	0	0,025

NSG Dünstekoven 3.7.2011	ER	1 x 25	0	6	0	0,240	0	0,048
	FiR	1 x 20	0	3	0	0,150	0	0,075

Erfstadt 16.6.2011	ER	1 x 25	14 (7,7)	8	0,560	0,320	0,112	0,064
	FiR	1 x 20	0	6	0	0,300	0	0,150

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Bergmolch					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	0	1	0	0,040	0	0,008
	FiR	1 x 20	0	7	0	0,350	0	0,175

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Erdkröte					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	0	5	0	0,200	0	0,040
	FiR	1 x 20	0	54	0	2,700	0	1,350

Erfstadt 16.6.2011	ER	1 x 25	0	8	0	0,320	0	0,064
	FiR	1 x 20	0	5	0	0,250	0	0,125

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Wechselkröte					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
Müggen- hausen KG 30.6.2009	ER	1 x 9	0	2	0	0,222	0	0,044
	FiR	1 x 19	0	8	0	0,421	0	0,211

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Springfrosch					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	0	6	0	0,240	0	0,048
	FiR	1 x 20	0	8	0	0,400	0	0,200

Gebiet und Datum	Reusentyp und Anzahl der Reusen [n]		Wasserfrosch					
			Adulti	Larven	Adulti/ Falle	Larven/ Falle	Adulti/ Öffnung	Larven/ Öffnung
Worringer Bruch 15.5., 10.6., 3.7.2009	ER	3 x 25	3	28	0,040	0,373	0,008	0,075
	FiR	1 x 9, 2 x 20	5	11	0,102	0,224	0,051	0,112
NSG Am Hornpottweg 7.8.2009	ER	1 x 8	3	85	0,375	10,625	0,075	2,125
	FiR	1 x 20	4	67	0,200	3,350	0,100	1,675
NSG Am Hornpottweg 31.7.2011	ER	1 x 25	0	54	0	2,160	0	0,432
	FiR	1 x 19	1	42	0,050	2,100	0,025	1,050
Müggenhausen KG 30.6.2009	ER	1 x 9	0	59	0	6,556	0	1,311
	FiR	1 x 19	1	152	0,053	8,000	0,026	4,000
NSG Dünstekoven 27.6.2010	ER	1 x 25	11	78	0,440	3,120	0,088	0,624
	FiR	1 x 20	16	134	0,800	6,700	0,400	3,350
NSG Dünstekoven 3.7.2011	ER	1 x 25	2	32	0,080	1,280	0,016	0,256
	FiR	1 x 20	2	23	0,100	1,150	0,050	0,575
Erftstadt 16.6.2011	ER	1 x 25	0	33	0	1,320	0	0,264
	FiR	1 x 20	1	20	0,050	1,000	0,025	0,500

Es wurden sowohl die gefangenen Individuen auf die einzelne Falle als auch auf die dem Reusentyp entsprechende Anzahl an Reusenöffnungen berechnet. Letztere Berechnung zeigt deutlich, dass die Fängigkeit der Fischreuse (FiR) hochgerechnet auf die einzelne Reusenöffnung durchaus mit der zuverlässig sehr fängigen Eimerreuse (ER) mithalten kann. Es werden sogar generell deutlich mehr Kaulquappen mit der FiR gefangen als mit den ER (vgl. Abb. 3 und 4). Lediglich bei den adulten Molchen und bezogen auf die einzelne Reuse bei den Kammolchlarven weisen die ER eine deutlich höhere Fängigkeit auf, als die FiR.

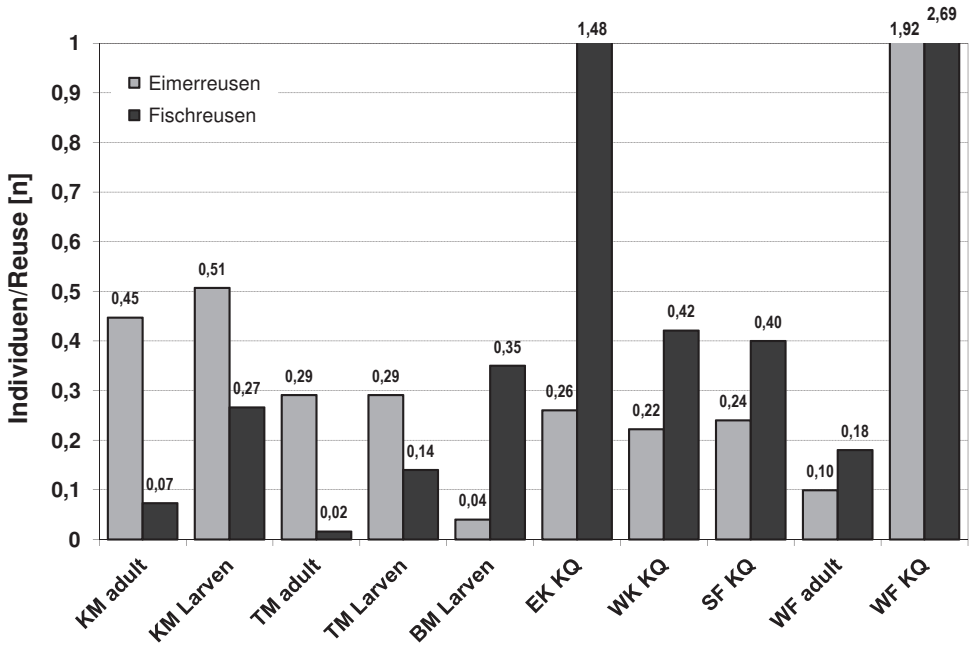


Abb. 3: Individuen pro Reuse differenziert nach Art und Entwicklungsstadium, KM = Kammolch, TM = Teichmolch, BM = Bergmolch, EK = Erdkröte, WK = Wechselkröte, SF = Springfrosch, WF = Wasserfrosch, KQ = Kaulquappe.

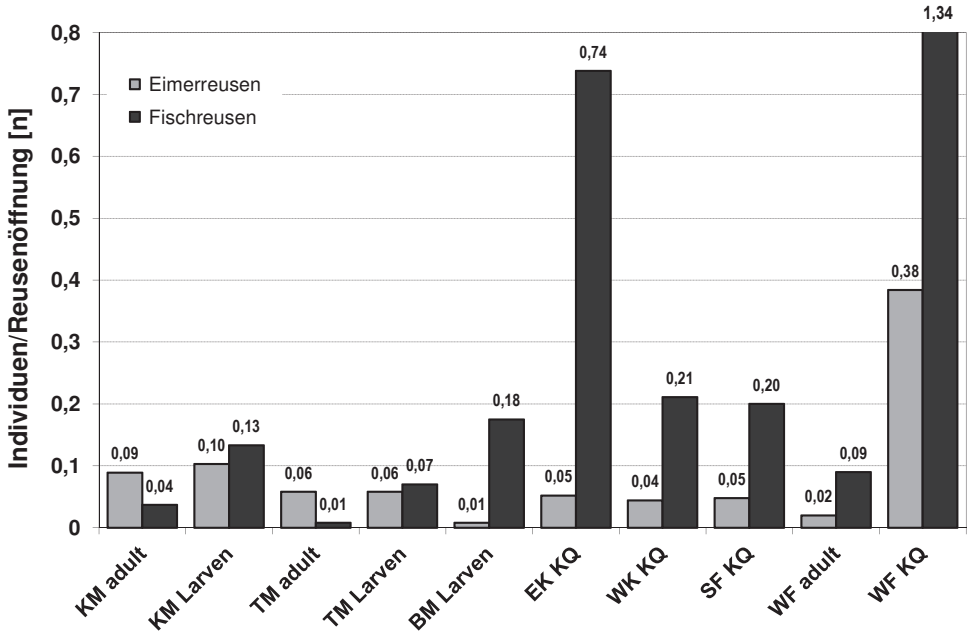


Abb. 4: Individuen pro Reusenöffnung differenziert nach Art und Entwicklungsstadium, KM = Kammolch, TM = Teichmolch, BM = Bergmolch, EK = Erdkröte, WK = Wechselkröte, SF = Springfrosch, WF = Wasserfrosch, KQ = Kaulquappe.

Diskussion

Für das Kammolchmonitoring scheint zumindest die FiR des Typs Paladin nicht optimal geeignet zu sein, wie die selbst hergestellten ER. Sind jedoch Kaulquappen oder adulte Wasserfrösche nachzuweisen, ist die Eignung dieses Reusentyps nach obigen Ergebnissen offensichtlich höher als die der ER.

Die schlechte Eignung zur halbquantitativen Erfassung von Molchen mag u.a. daran liegen, dass der Öffnungsdurchmesser der FiR ca. 3 Mal größer ist als bei der ER ($\emptyset = 2,1$ cm). Die Tiere können also leichter aus der Reuse wieder herausschwimmen – zumal die Öffnungen genau gegenüber liegen – was bei der ER nahezu unmöglich erscheint. Auf diesen Mangel und die schlechte Vergleichbarkeit aufgrund zahlreicher unterschiedlicher Bauweisen der handelsüblichen FiR weisen SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) ausführlich hin. Auch ist die Haltbarkeit dieses Fallentyps schlichtweg mangelhaft. Die Reißverschlüsse sind nach kurzer Zeit nicht mehr zu bedienen, das dünne Nylonband, welches die Reusen innen zusammenzieht, reißt sehr schnell und das Gewebe ist nicht robust genug, um auf längere Sicht felddauglich zu sein. Auch sollte unbedingt darauf geachtet werden, die Fallen über den Winter mäuse sicher aufzubewahren, sonst kann man im Frühjahr unliebsame Überraschungen erleben. So kann der Reparaturaufwand nach kurzem Einsatz im Gelände recht hoch sein. Dennoch stellt die FiR eine gute Ergänzung zur ER dar, weil sie preiswert und faltbar ist und daher wenig Platz einnimmt. Dies ist sowohl beim Transport zum Einsatzort (bei 25 x 20 Liter ER ist die Kapazitätsgrenze eines Kombis erreicht), als auch im Gelände (10-20 FiR passen in einen Rucksack) von Vorteil. Wünschenswert wäre eine stabilere Ausführung und möglicherweise ein selbst anzuferdigender Ring, um den Öffnungsdurchmesser um mindestens auf die Hälfte zu verkleinern. Dann dürfte auch die Fängigkeit adulter Molche deutlich zunehmen, da sie nicht mehr so schnell aus der Falle herausfinden. Dies ist vor allem deswegen von Bedeutung, da die in HAACKS & DREWS (2008) beschriebene Kleinfischreuse der Firma Jenzi mit geringerem Öffnungsdurchmesser von 5 cm aktuell nicht mehr im Handel erhältlich ist.

Unter den bisher suboptimalen Bedingungen kann zumindest die vorläufige Empfehlung gegeben werden, zwei bis drei FiR statt einer ER einzusetzen, dann dürften die Ergebnisse vergleichbar sein. Darüber hinaus sind weitere systematische vergleichende Untersuchungen der Fängigkeit der beiden Reusentypen dringend zu empfehlen.

Danksagung

Für die Freigabe der Daten, die im Auftrag des LANUV im Rahmen des landesweiten FFH-Artenmonitorings erhoben wurden, danke ich ARNO GEIGER. Außerdem bedanke ich mich bei ANDREAS KRONSHAGE und DIETER GLANDT für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- BOCK, D., HENNIG, V. & S. STEINFARTZ (2009): The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 317-326.
- HAACKS, M., D. BOCK, A. DREWS, H.-J. FLOTTMANN, C. GESKE, A. KUPFER, D. ORTMANN & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. Natur und Landschaft **84** (6): 276-280.
- HAACKS, M. & A. DREWS unter Mitarbeit von J. AXTNER, G. BERTRAM, C. BOLDT & T. MÜLLER (2008): Bestandserfassung des Kammolchs in Schleswig-Holstein – Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 79-88.
- KRAPPE, M. (2011): Methodische Erfahrungen bei der Amphibienkartierung in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes zweier handelsüblicher Reusentypen. Rana **12**: 4-12.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 291-304.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Birgit Blosat
Schüllerstr. 9
D-54584 Jünkerath

E-mail: bblosat@t-online.de

Amphibiennachweise bei der Flusskrebserfassung mit Hilfe verschiedener Reusentypen

Sascha Schleich (Idar-Oberstein)

Zusammenfassung

Bei der Flusskrebserfassung werden drei klassische Methoden verwendet. Eine davon ist der Reusenfang, bei dem man häufig Amphibien als Begleitarten antrifft. Reusen finden in verschiedenen Größen und Ausführungen Verwendung, wobei die Maschenweite deutlich größer als bei klassischen Amphibienreusen ist. Aufgrund verschiedener Krankheiten, z.B. Krebspest oder Chytridpilz, sollten Ausrüstungsgegenstände desinfiziert werden.

Summary

Amphibians evidence at the crayfish detection with different trap types

Crayfish and amphibians are caught by different methods. However, amphibians can sometimes be caught in crayfish traps. Crayfish traps have generally greater width of mesh than amphibian traps. An overview of different crayfish traps and observed amphibians in baited traps is given. The paper deals also with the possibility of spreading crayfish plague and chytrid fungus. Risks and precautions such as disinfection of the equipment are described.

Flusskrebse in Deutschland

Bis in die erste Hälfte des 19. Jahrhunderts existierten große Bestände der heimischen Flusskrebse, Edelkrebs (*Astacus astacus*) und Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*), in Deutschland. Der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) war in den wenigen natürlichen Vorkommensgebieten in Baden-Württemberg stark vertreten. Heute sind autochthone Flusskrebse-Vorkommen fast ausschließlich in isolierten, von gebietsfremden Flusskrebsen noch nicht besiedelten Still- und Fließgewässern anzutreffen. Ursachen für die starke Gefährdung stellen, neben der Konkurrenz zu gebietsfremden, insbesondere aus Nordamerika eingeführte Flusskrebsarten, die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) sowie der Lebensraumverlust durch Gewässerausbau, Gewässernutzung und Wasserverschmutzung dar (SCHULZ 2000).

Flusskrebse sind ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems. Sie sorgen für ein stabiles Gleichgewicht in den Gewässern. Sie sind Allesfresser und ernähren sich von Pflanzen über wirbellose Wassertiere bis hin zu Fischen. Ihre Vorlieben für abgestorbene Pflanzenteile und frisches Aas weist ihnen eine wichtige Rolle bei der Gewässerreinigung zu. Sie selbst dienen auch einer Vielzahl von

Prädatoren (Fischen, Wasservögel und Fischotter) als Nahrung (HAGER 1996). Flusskrebse nehmen auf Grund ihrer großen Biomasse eine Schlüsselrolle im Nahrungskreislauf ein und beeinflussen bei höheren Individuendichten Algen- und Pflanzenwachstum, aber auch die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna und die Fischfauna.

Insgesamt ist das Wissen zur Verbreitung der heimischen und gebietsfremden Flusskrebarten in Deutschland noch sehr lückenhaft und nicht ausreichend, bis auf wenige Gebiete, die intensiv untersucht wurden. Dies führt insbesondere zu Problemen bei der Berücksichtigung der Arten im Rahmen von Planungen – insbesondere bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – und effektiven Schutzmaßnahmen. Die verbliebenen besetzten und autochthonen Bestände von Edel-, Stein- und Dohlenkreb sind meist beschränkt auf die Oberläufe von Fließgewässern, Gewässerabschnitte, die durch Querbauwerke nicht für gebietsfremde Arten zu erreichen sind, sowie isolierte Stillgewässer (ohne durchgängigen Zu- oder Ablauf zu einem Fließgewässer). Eine natürliche Ausbreitung erscheint aufgrund der Konkurrenz zu gebietsfremden Arten und des Auftretens der Krebspest als unwahrscheinlich (DEHUS et al. 1999, SCHULZ 2000).

Zu den mittlerweile sechs fest etablierten gebietsfremden Flusskrebarten in Deutschland zählen Galizischer Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*), Kalikokrebs (*Orconectes immunis*), Kamberkreb (*Orconectes limosus*), Marmorkreb (*Procambarus spec.*), Roter Amerikanischer Sumpfkreb (*Procambarus clarkii*), Signalkreb (*Pacifastacus leniusculus*) (Quelle: Bundesamt für Naturschutz). Reproduzierende Bestände dieser Arten gibt es mittlerweile in mehreren Bundesländern. Alle neun Arten (drei autochthone und sechs allochthone) kommen beispielsweise in Baden-Württemberg vor (CHUCHOLL & DEHUS 2011), gefolgt von Rheinland-Pfalz mit acht Arten (eigene Beobachtung), hier fehlt natürlicherweise der Dohlenkreb (*Austropotamobius pallipes*). In Zukunft kann mit dem Auftauchen weiterer gebietsfremder Arten gerechnet werden. Ein Nachweis vom Rotscherenkreb (*Cherax quadricarinatus*) liegt bereits aus Nordrhein-Westfalen vor (Quelle: Edelkrebprojekt Nordrhein-Westfalen). Einzelfunde von Yabby (*Cherax destructor*) und Oranger Zwergkreb (*Cambarellus patzcuarensis sp. Orange*), sowie weiteren in der Aquaristik gehandelten amerikanischen Arten liegen aus unterschiedlichen Bundesländern vor (pers. Mitteilungen). Hierbei handelte es sich um Einzelfunde, sodass ein etablierter Bestand bisher nicht nachgewiesen werden konnte und, mit Blick auf die Lebensweise und die zur Fortpflanzung benötigte Wassertemperatur, auch als unwahrscheinlich gilt.

Flusskrebserfassung und Reusentypen

Methoden der Flusskrebserfassung

Zur Erfassung von Flusskrebsen werden drei klassische Methoden verwendet: Reusenfang, Hand-/Keschernfang am Tag und das Ableuchten der Gewässerabschnitte in der Dunkelheit. Alle Methoden sind vergleichbar zielführend, wobei

die effektivere Methode abhängig von dem entsprechenden Gewässer ist. Beispielsweise ist in einem tieferen stehenden Gewässer ohne flaches Ufer ein Absuchen am Tag oder Ableuchten in der Nacht weniger erfolgversprechend als das Auslegen von köderbestückten Reusen. Im Folgenden werden die drei klassischen Methoden im Detail vorgestellt.

Nachtbegehung

Bei dieser Methode werden die Gewässer während der Dunkelheit mit Hilfe von Taschenlampen und Strahlern abgeleuchtet. Hauptsächlich werden hier die flachen und ruhigen Bereiche der Fließ- und Stillgewässer abgeleuchtet, die bevorzugt von den Flusskrebse zur Nahrungsaufnahme während den Nachtstunden aufgesucht werden.

Tagbegehung

Bei der Tagbegehung versucht man mit Hilfe eines Keschers die Tagverstecke der Flusskrebse im Gewässer ausfindig zu machen und die Krebse zu fangen. Dabei werden unter anderem Strukturen wie Steine, Totholz und Wurzeln, die als Versteck dienen können, umgedreht und untersucht.

Reusenfang

Das Auslegen von Fisch- bzw. Krebsreusen ist die am meisten verwendete Methode, um Flusskrebse nachzuweisen. Die Krebsreusen werden mit entsprechenden Ködern bestückt und an geeigneten Gewässerstellen ausgelegt. Besonders eignen sich auch hier die Flachwasserbereiche, die zur Nahrungsaufnahme bevorzugt aufgesucht werden. In Ausnahmefällen sind auch tiefere und strömungsstärkere Bereiche zu untersuchen. Als Köder dienen beispielsweise Fischstücke, Rinderleber, Katzentrockenfutter oder spezielles Krebslockfutter. Bei der Verwendung von frischen Fischködern ist darauf zu achten, dass der Köder vor Verwendung vollständig durchgefroren wurde, damit eine mögliche Übertragung von Krebspestsporen ausgeschlossen werden kann. Diese Vorgehensweise reicht laut OIDTMANN et al. (2002) aus, um den Erreger abzutöten.

Die Reusen verbleiben je nach Untersuchungsrahmen ein bis vier Nächte im Gewässer, wobei sich eine tägliche Kontrolle und Neubeköderung bewährt hat. Die tägliche Kontrolle ist unter anderem auch wegen der Befreiung des möglichen Beifangs (z.B. Sumpfspitzmaus, Amphibien) und Kannibalismus unter den Flusskrebse bei zu hoher Dichte zu empfehlen. Jährige bis einjährige Flusskrebse (Sömmerige) können mit den meisten Reusentypen aufgrund ihrer geringen Größe in der Regel nicht nachgewiesen werden. Um ein unverfälschtes Ergebnis zu erhalten, lohnt die Anbringung von Kunststoff-Plomben.

Krebsreusen gibt es in verschiedenen Ausführungen, die aber fast alle auf dem gleichen Prinzip beruhen (Abb. 1).



Abb. 1: Das Fangprinzip einer Krebsreuse.

In der Reuse befindet sich oben angebracht ein Köderkorbchen, welches mit entsprechenden Ködern/Anlockmitteln gefüllt wird. Der Flusskrebis ortet den Geruch und wird somit zu der Reuse geleitet. Um in die Reuse zu gelangen, muss er den schräg nach oben verlaufenden Eingang überwinden. Bevor er den Köder erreichen kann, fällt er in den unteren Teil der Reuse. Da der Eingang zur Seite schräg nach oben verläuft und Flusskrebse nicht oder nur sehr beschränkt zielgerichtet schwimmen können, sind sie im Inneren der Reuse gefangen.

Reusentypen

Im Folgenden werden die am häufigsten verwendeten Reusentypen vorgestellt. Die Auswahl erfolgte nach eigener Erfahrung und ist keine vollständige Darstellung. Es gibt zum heutigen Zeitpunkt fast unauzählbar viele verschiedene Typen in den unterschiedlichsten Varianten, die aber fast alle nach dem oben beschriebenen Schema funktionieren.

Typ: Krebskorb "Pirat"



Abb. 2: Krebskorb „Pirat“ (Foto: S. Schleich).

Seit vielen Jahren hat sich dieser Krebskorb (Abb. 2) in Europa als erfolgreichstes Gerät zum Fang von Krebsen erwiesen. Der braune originale Krebskorb aus Skandinavien besteht aus hochwertigem elastischem Lebensmittelkunststoff mit starkem, durchgehendem Scharnier und eingebauten Beschwerungsplatten an der Unterseite. Durch den Patentverschluss ergibt sich eine überaus stabile Konstruktion, die besonders geeignet für Fließgewässer mit stärkerer Strömung ist. Durch die Gewichte an der Unterseite dreht sich diese Reuse beim Absenken immer richtig herum. Dadurch liegt sie auf dem Bodengrund immer in der richtigen Fangposition. Weitere Qualitätsmerkmale sind unter anderem die Tarnfarbe, die UV-Beständigkeit sowie die sorgfältige und qualitativ saubere Verarbeitung. Die Einläufe sind so angelegt, dass die Krebse beim Versuch, den Köder zu erreichen, ungehindert in den Korb fallen. Der hoch angelegte Trichter verhindert ein Entkommen (Quelle: <http://www.angelsport-hemetsberger.at>). Durch die glatten Oberflächen eignet sich diese Reuse auch hervorragend zum Desinfizieren, um mögliche Krankheiten nicht zu verbreiten. Um eine Entnahme durch Dritte zu verhindern, kann am Verschluss der Reuse eine Plombe befestigt werden sowie eine Leine zum Sichern am Uferbereich.

Typ: Netzreusen, Kleinfischreusen, Köderfischreusen, Plattfischkörbe



Abb. 3a-c: Plattfischkörbe (3a, b), zwei Kleinfischreusen (3c) (Fotos: S. Schleich).

Netzreusen gibt es in verschiedenen Ausführungen und Größen (Abb. 3a-c). Häufigste Größen, die zum Nachweis von Flusskrebsen verwendet werden, sind 60 x 45 x 20 cm, 20 x 20 x 30 cm, 30 x 30 x 50 cm. Diese Reusentypen sind hauptsächlich aus dem Angelbedarf bekannt, wo sie als Kleinfisch-/Köderfischreusen angeboten werden. Es gibt sie aus verschiedenen Materialien, worin auch der größte Qualitätsunterschied liegt. Polyäthylen-Monofil bietet sich als Material sehr gut an, da es eine sehr glatte Oberfläche besitzt und somit die Verschmutzung in Grenzen hält, zudem eine recht hohe Beständigkeit gegenüber den Krebschereen aufweist. Die Rahmen bestehen meistens aus mit Lebensmittelkunststoff beschichtetem oder unbeschichtetem Draht. Varianten mit einer besonders engen Maschenweite können für den Nachweis von sömmerigen Flusskrebsen verwendet werden.

Typ: Rohrreusen



Abb. 4: Rohrreuse (Foto: S. Schleich).

Rohrreusen, auch Aalreusen genannt, sind eine weitere Ausführung der klassischen Krebsreusen. Diese werden in Gewässern verwendet, in denen die oben genannten Reusentypen nicht geeignet sind. Bei diesem Reusentyp (Abb. 4) ist neben dem Köder als Lockmittel auch eine geeignete dunkle Höhle vorhanden, welche die Flusskrebse gerne als Versteck annehmen. So kann der Fangerfolg, selbst nachdem der Geruch des Köders nachgelassen hat, einsetzen. Die Rohrreusen werden in verschiedenen Größen, wie beispielsweise 54 cm / 80 cm lang und 13 cm Durchmesser, im Handel angeboten. Im Gegensatz zu den anderen klassischen Reusen besitzen die kleineren Ausführungen dieses Typs nur einen, die größeren zwei Eingänge. Das Material besteht meist aus Lebensmittelkunststoff. Die Eingangslöcher können nach Belieben mit Hilfe einer Zange oder Schere vergrößert werden.

Typ: Metallreusen

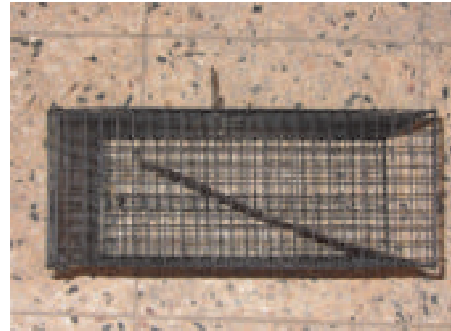
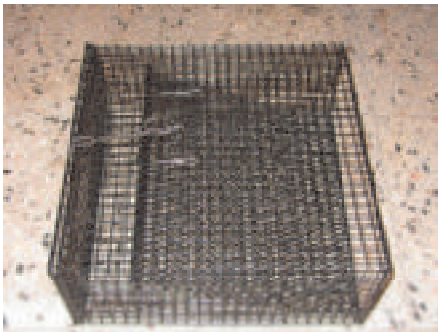


Abb. 5a, b: Metallreuse in Aufsicht (a) und in der Seitenansicht (b) (Fotos: S. Schleich).

Bei diesem Reusentyp handelt es sich um eine Reuse, deren gesamter Rahmen aus Metall gefertigt ist (Abb. 5a, b). In schnell fließenden Gewässern können deshalb die Reusen nicht durch Treibgut und Steine beschädigt werden. Die Maße betragen meist 35 x 35 x 20cm. Die Reuse eignet sich besonders für schnell fließende, kleine und flache Gewässer, kann aber in fast allen Gewässern eingesetzt werden. Die hohe Qualität spiegelt sich auch im Preis wider, so ist dieser Reusentyp einer der teuersten.

Amphibiennachweise mit Krebsreusen

Bei der Flusskrebserfassung trifft man regelmäßig die unterschiedlichsten Begleitarten in und am Gewässer an. Bei der Nachtbegehung überwiegen die Sichtungen von Fischen sowie von Klein- und Großsäugern. Letztere suchen besonders im Schutz der Dunkelheit die Gewässer zum Trinken auf. Fische werden häufig an Ihren nächtlichen Ruheplätzen mit der Taschenlampe unbeabsichtigt angestrahlt. Sie verharren dann oft regungslos und die Arten können bei ruhiger Wasseroberfläche in den meisten Fällen bestimmt werden. Während der Tagbegehungen, insbesondere beim Kescherfang, überwiegen Makrophyten, Makrozoobenthos sowie Mollusken, neben Fischen, Amphibien, deren Larven und Sichtbeobachtungen von verschiedenen anderen Tieren im Uferbereich.

Beim Einsatz von Reusen kann eine Vielzahl an Begleitarten anfallen, die Menge und Artenzusammensetzung ist je nach Gewässer und Standort unterschiedlich. Aus eigener Erfahrung sind die häufigsten Begleitfänge Fische, Mollusken, Makrozoobenthos, Amphibien und Kleinsäuger. Unter anderem wegen der letzten beiden genannten Artengruppen ist es sinnvoll, die Reusen nicht vollständig unter der Wasseroberfläche auszulegen. Ein kleiner Teil der Reuse sollte aus dem Wasser schauen, sodass Begleitarten die Möglichkeit haben, an die Oberfläche der Reuse zu schwimmen und Luft zu holen. Ein vollständiges Absenken von Reusen unterhalb der Wasseroberfläche in Ufernähe kann bei einigen Begleitarten und je nach Kontrollintervall zum Tode führen.

Eigene Flusskrebsuntersuchungen brachten bisher die in Tabelle 1 aufgeführten Begleitarten in den Reusen neben den gewünschten Flusskrebsen. Die Begleitarten wurden nach der Bestimmung schonend zurückgesetzt. Besonders erwähnenswert sind die Amphibienfunde mit köderbestückten Reusen. Bei der Reusenmethode ist regelmäßig mit Amphibien als Begleitfängen zu rechnen, in allen vier Jahreszeiten. Im Frühjahr bis Herbst sind diese meistens in Stillgewässern als Begleitfänge zu erfassen, im Winter dagegen überwiegend in fließenden Gewässern. Eine Ausnahme stellen die Wasserfrösche dar, welche auch im Winter in Stillgewässern häufig in die Reusen gelangen.

In der Literatur, aber auch aus eigenen Untersuchungen ist bekannt, dass Flusskrebse das ganze Jahr über aktiv sind, jedoch mit einer verringerten Aktivität im Winter. Sie können aber selbst bei geschlossener Eisdecke und Wassertemperaturen von knapp über 0°C noch beobachtet und gefangen werden (FALLER et al. 2006 sowie eigene Beob.). Ähnliches gilt für Amphibien (GROSSENBACHER & MEYER), insbesondere den Grasfrosch und die Wasserfrösche, welche häufig in den Wintermonaten in den Reusen gefunden werden. Aufgrund der Maschengröße sind Funde von Molchen oder Larven eher die Ausnahme und meist werden nur adulte Amphibien in den Reusen gefangen.

Tab. 1: Begleitarten, die während selbst durchgeführter Flusskrebsskartierungen mit Hilfe von beköderten Reusen im Zeitraum von 2008 bis 2012 in Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg nachgewiesen wurden.

Name (deutsch)	Name (wissenschaftl.)
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Groppe	<i>Cottus gobio</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
div. Makrozoobenthos	
div. Mollusken	
Bisam	<i>Ondatra zibethicus</i>
Ostschermaus	<i>Arvicola terrestris</i>
Sumpfspitzmaus	<i>Neomys anomalus</i>
Wasserspitzmaus	<i>Neomys fodiens</i>
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>
Bergmolch	<i>Ichthyosaura alpestris</i>
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>
Fadenmolch	<i>Lissotriton helveticus</i>
Feuersalamanderlarven	<i>Salamandra salamandra</i>
Geburtshelferkrötenlarven	<i>Alytes obstetricans</i>
Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>
Knoblauchkröte	<i>Pelobates fuscus</i>
Teichfrosch	<i>Pelophylax kl. esculentus</i>
Teichmolch	<i>Lissotriton vulgaris</i>
Barren-Ringelnatter	<i>Natrix n. helvetica</i>
Rotwangen-Schmuckschildkröte	<i>Trachemys scripta elegans</i>

Desinfektion

Ein ganz wichtiger Punkt bei der Flusskrebserfassung stellt die Desinfektion der Arbeitsmittel dar. Aufgrund der Gefahr einer Übertragung der Krebspest sollte der Desinfektion höchste Aufmerksamkeit gewidmet werden. Arbeitsmaterialien sollten entweder mehrere Tage vollständig durchgetrocknet oder mit einem speziellen Desinfektionsmittel vor der nächsten Verwendung desinfiziert werden. Mit feuchten Ausrüstungsgegenständen, z.B. Reusen, Schnur zur Befestigung oder Gummistiefel, lässt sich nicht nur *Aphanomyces astaci* (Krebspest) von einem zum anderen Gewässer übertragen, sondern auch der Chytridpilz oder verschiedene Fischseuchen. Hierbei ist höchste Vorsicht geboten, wenn man Ausrüstungsgegenstände innerhalb kurzer Zeit in mehreren verschiedenen Gewässern benutzt!

Als Desinfektionsmittel für Ausrüstungsgegenstände kann VENNO[®]VET1 (super) empfohlen werden. Hier besteht ein großer Vorteil im Temperaturbereich zu anderen Desinfektionsmitteln. VENNO VET ist sowohl bei höheren als auch bei niedrigeren Temperaturen gleichbleibend effektiv, wo andere Desinfektionsmittel beispielsweise Kältefehler aufweisen können. Somit kann dieses Desinfektionsmittel auch im Winter bei kalten Temperaturen eingesetzt werden. Zur Handdesinfektion kann von der Firma BODE das Sterilium „Hände-Desinfektionsmittel“ empfohlen werden. Wichtig bei allen Desinfektionsmitteln ist, dass diese im Hinblick auf die Krebspest gegen Fungizide wirken. Zu beachten ist allerdings, dass Desinfektionsmittel auch gewässerschädlich sein können bzw. einen schädlichen Einfluss auf Kleinorganismen haben können. So ist das vollständige Durchtrocknen der Ausrüstungsgegenstände auf jeden Fall zu empfehlen und die schonendste Desinfektions-Methode (vgl. BÖLL 2014). Falls ein Durchtrocknen aufgrund zeitlicher Vorgaben nicht erfolgen kann, ist es nach der Geräte-Desinfektion empfehlenswert, die Ausrüstungsgegenstände vor weiterer Verwendung z.B. mit destilliertem Wasser abzuspülen.

Fazit

Bei der Flusskrebserfassung sind Amphibien regelmäßig und häufig zu beobachten. Allerdings handelt es sich dabei um Zufallsfunde. Die Krebsreusen sind nicht für den Amphibiennachweis im Gewässer zu empfehlen. Es sollte aber bei der Flusskrebserfassung auch ein Augenmerk auf den "Beifang", insbesondere auf die Amphibien gelegt werden. So können z.B. auch in den Wintermonaten Amphibien als Begleitfänge nachgewiesen werden. Weiterhin muss bei allen Untersuchungen, bei denen mehrere verschiedene Gewässer am gleichen oder an darauffolgenden Tagen untersucht werden, ein großes Augenmerk auf die mögliche Übertragung von verschiedenen Krankheiten gelegt werden. Das Desinfizieren der Ausrüstungsgegenstände, sowie der Schuhe und Hände ist bei allen Kartierarbeiten zu empfehlen!

Literatur

- BÖLL, S. (2014): Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers *Batrachochytrium dendrobatidis* über Wasserfallen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 281-292.
- CHUCHOLL, P. & P. DEHUS (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. – Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen; 92 S.
- DEHUS, P., DUSSLING, U. & C. HOFFMANN (1999): Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. – Freshwater Crayfish **12**: 786-790.
- FALLER, M., MAGUIRE, I. & G. KLOBUČAR (2006): Annual activity of the noble crayfish (*Astacus astacus*) in the Orjava river (Croatia). – Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture **383**: 23-40.
- GROSSENBACHER, K. & A. MEYER: Amphibien_im_Winter.pdf – www.karch.ch
- HAGER, J. (1996): Edelkrebse. Biologie – Zucht – Bewirtschaftung. – Leopold Stocker Verlag, 128 S.
- OIDTMANN, B., HEITZ, E., ROGERS, D. & R. W. HOFFMANN (2002): Transmission of crayfish plague. – Diseases of Aquatic Organisms **52**: 159-167.
- SCHULZ, R., (2000): Status of the noble crayfish *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**: 123-138.

Anschrift des Verfassers:

Sascha Schleich
Wiesendellstr. 15
D-55743 Idar-Oberstein

E-mail: sascha.schleich@amphibienschutz.de

Optimierung der „ORTMANN-Eimerreuse“ zum Fang von Molchen – Bauanleitung und Erfahrungsbericht zu ihrem Einsatz

Gunnar Siedenschnur (Bremen) &
Tasso Schikore (Osterholz-Scharmbeck)

Summary

Improvement of the “ORTMANN bucket funnel trap” for the detection of newts - construction manual and field report

We describe a modified bucket funnel trap for the detection of newts and provide empirical data on its applicability. Our modified trap is based on the well established ORTMANN model, but major improvements are achieved by the use of reinforcement fabric at the bottom and the narrow sites of the trap. These modifications enhance the stability of the trap and significantly improve its handling performance. Furthermore, the reinforcement fabric favours increased water exchange, which likely is beneficial for the animals condition. Due to low additional production costs and described benefits the modified trap is preferable to older versions of the ORTMANN model.

Zusammenfassung

Neben der Anleitung zum Bau einer modifizierten Eimerreuse nach ORTMANN werden Erfahrungen mit deren Einsatz zum Nachweis von Molchen beschrieben. Die Modifikation der Eimerreuse betrifft den Einbau von Armierungsgewebe am Boden und den schmalen Seiten der Reuse. Durch das Gewebe wird das Ausbringen und Einholen der Fallen erleichtert und das Risiko einer Beschädigung der Eimerreusen verringert. Zudem dürfte sich der höhere Wasseraustausch zwischen dem Reuseninneren und seiner Umgebung positiv auf die Konstitution der gefangenen Tiere auswirken. Das modifizierte Modell ist aufgrund des geringen finanziellen und überschaubaren zeitlichen Mehraufwandes bei der Herstellung sowie seinen Vorteilen gegenüber den bisherigen Versionen der ORTMANN-Eimerreuse diesen vorzuziehen.

Einleitung

Untersuchungen an mitteleuropäischen Amphibien werden seit längerer Zeit durchgeführt (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009), sei es aus rein faunistisch-ökologischem Interesse (KRONE & KÜHNEL 1997) oder beispielsweise im Rahmen des Monitorings für die Berichtspflicht in Natura 2000-Gebieten (MINTEN & FARTMANN 2001). Dabei finden zum Nachweis von Molchen auch verschiedene

Modifikationen der von ORTMANN entwickelten Eimerreue Verwendung. In der Regel dienen bei diesem Fallentyp die abgesägten oberen Teile von PET-Flaschen als Reusenöffnungen. In der praktischen Anwendung kommt es durch das beim Ausbringen und Einholen der Fallen ein- bzw. ausströmende Wasser sowie dem dabei entstehenden Unterdruck immer wieder zum Herausbrechen der Flaschenköpfe. Der Unterdruck entsteht durch die Trichterform der Flaschenköpfe, die Öffnungsdurchmesser von 2 cm auf der einen und ca. 8,5 cm auf der anderen Seite aufweisen. Die geringe Größe der im Fallennern liegenden kleineren Öffnung hat zudem zur Folge, dass das Wasser nur verhältnismäßig langsam ein- bzw. ausströmen kann. Dadurch dauern Ausbringen und Einholen der Eimerreue verhältnismäßig lange und müssen vorsichtig erfolgen. Andernfalls besteht die Gefahr einer Beschädigung der Falle (s.o.) und/oder des Herauspülens gefangener Tiere durch die Sogwirkung des ausströmenden Wassers.

Die beschriebenen Probleme bzw. Nachteile der Falle führten zu der Idee, Armierungsgewebe in die Eimerreusen einzubauen. Neben dem Bau der modifizierten ORTMANN-Eimerreue und dem damit verbundenen Zeitaufwand sowie der Kosten, werden erste Erfahrungen mit ihrem Einsatz in den folgenden Kapiteln beschrieben.

Bau der modifizierten Eimerfalle

Bauanleitung

Zum Bau der modifizierten Eimerfalle wird ein mit Deckel ausgestatteter Farbmischeimer mit 15 l Fassungsvermögen, acht PET-Plastikflaschen (1,5 l) sowie im Baumarkt erhältliches Armierungsgewebe verwendet. Letzteres besteht aus einem reißfesten Glasfasergewebe und weist eine Maschenweite von 4 x 4 mm auf. Zur ersten Fixierung der abgeschnittenen Flaschenköpfe erweist sich Heißkleber als praktikabel, der beim Setzen der Klebepunkte sparsam verwendet werden sollte. Ist der Kleber zu heiß, können sich die Ränder der Flaschenköpfe stark verformen. Es empfiehlt sich für die dauerhafte Befestigung der Flaschenköpfe am Eimer nicht ausschließlich Heißkleber zu nutzen, da dieser stark aushärtet und das Herausbrechen der Flaschenköpfe begünstigt. Das Herausbrechen wird zu Recht von SCHLÜPMANN (2009) als Schwachpunkt der Fallen beschrieben. In diesem Zusammenhang hat sich daher als sinnvoll erwiesen, für die Befestigung und Abdichtung Aquariensilikon zu verwenden, das durch seine Elastizität die Gefahr des Herausbrechens der Reusenöffnungen deutlich verringert. Entsprechend den Vorgängermodellen werden als Schwimmer Rohrisolierungen verwendet, die mit Maurerschnur an den Eimern befestigt werden können. Maurerschnur eignet sich auch zur Sicherung der Fallen vor stärkerem Verdriften.

Die Konstruktion der hier beschriebenen optimierten Eimerreue entspricht weitestgehend den Anleitungen bei SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) und SCHLÜPMANN (2009), wird aber durch den Einbau von Gewebestruktur ergänzt wie es in den

Abbildungen 1 und 2 nachzuvollziehen ist. Für den Einbau des Armierungsgewebes wurden am Boden zwischen den Reusenöffnungen (vgl. Abb. 1) sowie an den schmalen Seiten des Eimers (vgl. Abb. 2) Teile der Eimerwand mit Hilfe einer Stichsäge herausgesägt. Die seitlich entfernten rechteckigen Wandstücke weisen jeweils Kantenlängen von ca. 8 x 15 cm auf. Die Form der sich an der Unterseite der Falle befindlichen Aussparung ähnelt der eines eingeschnürten Rechtecks, dessen Maße an der breitesten Stelle bei ca. 12 cm, an der längsten bei ca. 19 cm liegen. Entlang der Sägekanten werden mittels Lochzange oder Bohrer ca. 1-2 mm kleine Löcher gestanzt bzw. gebohrt, durch die Pflanzendraht zum Befestigen des Armierungsgewebes gefädelt wird. Dazu sollte das Armierungsgewebe die Sägekanten um ca. 0,5 cm überlappen und zum Schutz vor Beschädigung von Innen über die Sägelöcher gelegt werden. Gegebenenfalls können vorhandene Lücken zwischen Gewebe und Eimerwand mit Aquariensilikon geschlossen werden. Um ein Ausfransen der Fadenspitzen des Armierungsgewebes oder dessen Einreißen zu vermeiden, bietet sich an, den überlappenden Teil des Gewebes ebenfalls mit Aquariensilikon zu überziehen.

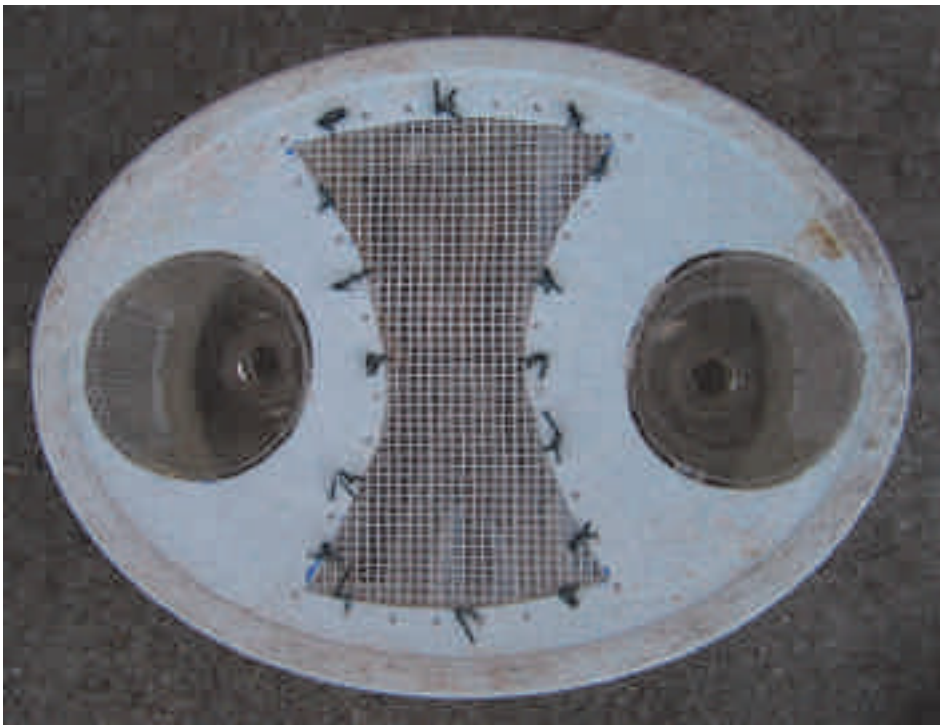


Abb. 1: Modifizierte Eimerreuse von unten – entlang der Sägekanten der mittleren Aussparung, sind die gestanzten Löcher zu sehen, durch die z.T. bereits Pflanzendraht zur Befestigung des Armierungsgewebes gefädelt wurde. Die Reusenöffnungen sind bisher lediglich an vier Punkten mit Heißkleber am Eimer fixiert. Die verbliebenen Lücken werden mit Aquariensilikon verschlossen. Foto: G. Siedenschnur.

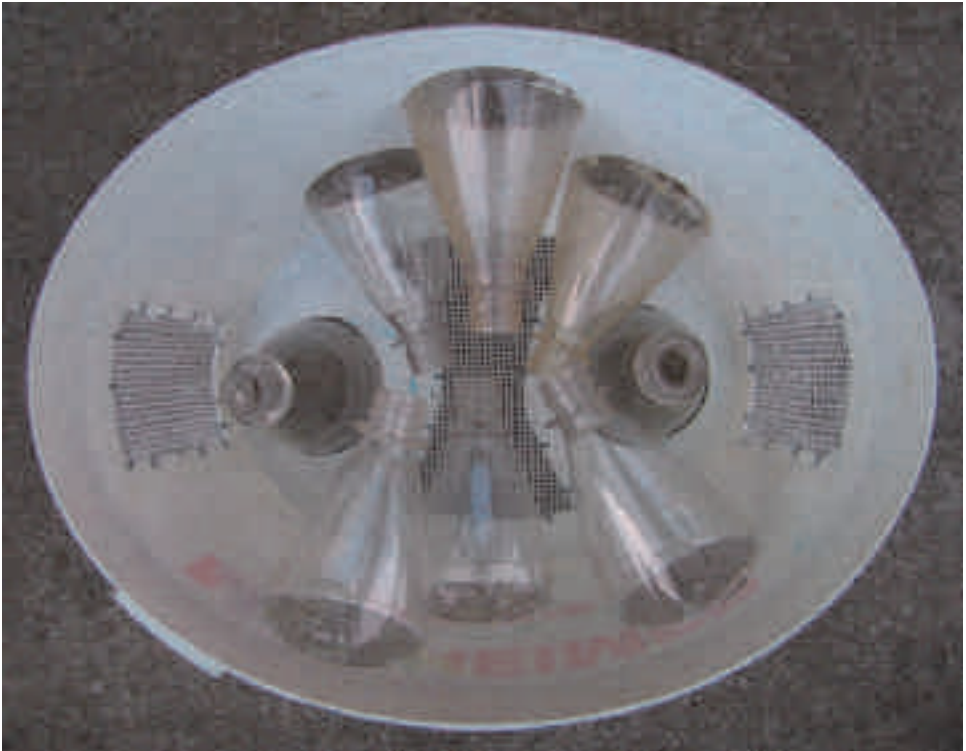


Abb. 2: Modifizierte Eimerreuse von oben (Blick in das Innere der Falle, Deckel abgenommen) – an den schmalen Seiten sind die ausgesägten Rechtecke zu erkennen, die bereits mit Armierungsgewebe versehen sind. Um die Gefahr des Entweichens von Tieren zu verringern, wurden die acht Flaschenköpfe so positioniert, dass keine Öffnung direkt einer anderen gegenüber liegt. Foto: G. Siedenschnur.

Beim Bau mehrerer Fallen, hat sich die Erstellung von Schablonen für das Vorzeichnen der benötigten Sägelöcher (Flaschenhalse, Armierungsgewebe) als praktikabel erwiesen. Schablonen lassen sich schnell aus einem Stück Pappe herstellen und erleichtern insbesondere auch das Vorzeichnen an den gekrümmten Eimerseiten. Der Deckel der Eimerreuse sollte immer mit Luftlöchern versehen werden, um die Sauerstoffversorgung der gefangenen Tiere abzusichern.

Zeitaufwand

Neben der für den Bau des „Grundmodells“ veranschlagten Zeit von ca. 1 Stunde (abhängig von der Anzahl der verwendeten Reusenöffnungen) sollte für den Einbau des Armierungsgewebes maximal eine weitere Stunde veranschlagt

werden. Während das Aussägen der Aussparungen und Zuschneiden des Armierungsgewebes relativ schnell möglich sind, ist insbesondere für die Befestigung der Gewebestücke (Stanzen/Bohren der Löcher, Fixierung mit Draht) zusätzlicher Zeitaufwand einzuplanen. Demnach ist insgesamt für den Bau einer Eimerreuse nach dem hier beschriebenen Modell ein Zeitaufwand von ca. 2 Stunden anzusetzen.

Kosten

Für die Berechnung der Kosten für den Bau einer Eimerreuse wurden die vor Ort ohne größeren Rechercheaufwand vorgefundenen Materialpreise zugrunde gelegt und z.T. aufgerundet (vgl. Tab. 1). Insofern ist die Möglichkeit eines kostengünstigeren Baus sicherlich gegeben. Der Verbrauch von Heißkleber und Aquariensilikon wurde geschätzt und dürfte insbesondere von der Genauigkeit und dem sparsamen Umgang mit den Materialien beim Bau der Reusen abhängen. Bei Verwendung alternativer Baustoffe ist von weiteren Kostenabweichungen auszugehen. Nach unseren Erfahrungen ist insgesamt mit Materialkosten von ca. 13 € pro modifizierter Eimerreuse zu rechnen.

Tab. 1: Benötigtes Material und veranschlagte Kosten für den Bau einer modifizierten ORTMANN-Eimerreuse.

Material	VE	Kosten/ VE	benötigtes Material/ Eimerreuse	Kosten/ Eimerreuse
Farbmischeimer (15 l) mit Deckel	1 Stk.	7,00 €	1	7,00 €
PET-Flaschen (1,5 l)	1 Stk.	0,15 €	8	1,20 €
Armierungsgewebe (Maschenweite: 4 x 4 mm)	1 Rolle (1 m x 10 m)	10,00 €	0,06 m ²	0,06 €
Heißkleber	26 Stifte (500 g)	12,00 €	1/4 Stift	0,12 €
Rohrisolierung (Rohrdurchmesser: 15 mm, Dämmdicke: 13 mm)	1 Stk.	2,00 €	1	2,00 €
Aquariensilikon	1 Kartusche (310 ml)	8,00 €	0,25	2,00 €
Maurerschnur (Stärke: 1,2 mm)	1 Rolle (100 m)	5,00 €	4 m	0,20 €
Pflanzendraht	1 Rolle (100 m)	3,00 €	1 m	0,03 €
Gesamtkosten/Eimerreuse				ca. 13 €

Vorteile der Modifikation

Das eingebaute Armierungsgewebe erleichtert das Ein- und Ausströmen von Wasser, wodurch das Ausbringen und Einholen der Eimerreusen schneller erfolgen kann. Dabei nimmt die Gefahr eines Ausbrechens der Flaschenköpfe durch den verringerten Sog bzw. Wasserdruck ab. Es ist anzunehmen, dass auch das Entweichen bereits gefangener Tiere beim Bewegen bzw. Herausnehmen der Fallen aus dem Wasser als Folge der geringeren Sogwirkung weitgehend verhindert wird (vgl. hierzu SCHLÜPMANN 2009). Im Gegensatz zu Fallentypen, die vollständig bzw. überwiegend aus Gaze bestehen oder eine ähnliche Gitterstruktur aufweisen, können gefangene Tiere der modifizierten Eimerreuse sehr leicht entnommen werden. Zudem ist die Reinigung der Falle, wenn erforderlich, gut und problemlos möglich.

Darüber hinaus dürfte der durch das Armierungsgewebe ermöglichte Wasseraustausch zwischen dem Innern der Eimerreuse und seiner Umgebung zu einem höheren Sauerstoffgehalt sowie einem geringeren Temperaturanstieg in der Falle bei Sonneneinstrahlung führen (vgl. hierzu Kap. 4). Möglicherweise kommt den gefangenen Tieren auch die Gitternetzstruktur des Gewebes zugute, die im Gegensatz zu den glatten Eimerwänden und PET-Flaschenköpfen Haltemöglichkeit bieten. Inwieweit sich das Armierungsgewebe auf die Fängigkeit der modifizierten Eimerreuse auswirkt, wurde nicht untersucht. Denkbar wäre eine erhöhte anlockende Wirkung durch Duftstoffe bereits gefangener Tiere, die durch das Gewebe in höherem Maße nach außen dringen und sich ausbreiten könnten. Eine anlockende Wirkung durch bereits gefangene Tiere wurde von GRIFFITHS (1985) sowie WILSON & PEARMAN (2000) untersucht. Die genannten Autoren kommen bei ihren Versuchen jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen. Ein direkter und vor allem systematisch erhobener Vergleich unterschiedlicher Modelle der ORTMANN-Eimerreuse bezüglich ihrer Fängigkeit wurde von uns nicht durchgeführt. Die in Kap. 4 beschriebenen Erfahrungen beim Einsatz der modifizierten Eimerreusen deuten aber zumindest auf eine gute Fängigkeit hin.

Erfahrungen beim Einsatz der Fallen

Einsatz von Molchfallen im Bremerwald

Die ORTMANN-Eimerreusen werden von uns zum Fang von Molchen im Zusammenhang mit unterschiedlichen Aufgabenstellungen eingesetzt. Neben verschiedenen Versionen der Eimerreusen kommen zumeist auch weitere Fallentypen (z. B. Flaschenfallen, Kleinfischreusen, Gaze-Kastenreusen) zum Einsatz (vgl. Abb. 3).



Abb. 3: Bei Untersuchungen zum Vorkommen von Molchen kommen in der Regel unterschiedliche Fallentypen zum Einsatz. Auf dem Bild sind u. a. verschiedene Versionen der Eimerreuse, Flaschen- und Gaze-Kastenreusen zu erkennen. Foto: T. Schikore.

Ein systematischer Vergleich zur Fängigkeit der einzelnen Fallentypen (vgl. SCHLÜPMANN 2009), insbesondere auch der unterschiedlichen Versionen der Eimerreuse, wurde von uns nicht durchgeführt (s.o.). Im Folgenden soll beispielhaft der Einsatz der optimierten Eimerreuse sowie weiterer Molchfallen beschrieben werden, bei dem es insbesondere auf Effektivität ankam:

Im Zusammenhang mit einer vogelkundlichen Erfassung im Bremerwald bei Lübberstedt (Landkreis Osterholz, Niedersachsen) war uns während zweier

Nächte und bei einigen Tagkontrollen die Überprüfung von Teilen des Gebietes auf Vorkommen von Molchen möglich. Wegen der nicht gegebenen allgemeinen Zugänglichkeit der ehemaligen militärischen Liegenschaft war eine effektive Vorgehensweise von besonderer Bedeutung.

Aufgrund mündlicher Informationen war mit einem großen Vorkommen des Kammmolchs *Triturus cristatus* in dem überwiegend von Nadelforst geprägten Waldgebiet zu rechnen. Vorliegende Daten aus dem Umfeld ließen zumindest auch Vorkommen des Fadenmolchs *Lissotriton helveticus* vermuten (BIOS 2008). In der Veröffentlichung von NETTMANN & JAHN (1996) zum Vorkommen von Schwanzluchen im Elbe-Weser-Dreieck weist der betroffene Quadrant der Topografischen Karte, TK 2618/4 „Hambergen“, jedoch eine Erfassungslücke auf. Neben weiteren Informationen zum großräumigen Besiedlungsmuster der zu erwartenden Molcharten waren auch die mögliche Gebietsöffnung für die Allgemeinheit und die damit verbundenen erforderlichen Schutzanforderungen ein Grund für uns, diese Erfassungs- und Wissenslücke zu schließen. Somit wurden in der Zeit vom 22.4. bis 1.5.2012 insgesamt 25 Gewässer beprobt. Diese umfassten u.a. 20 naturferne Löschwasserstellen mit etwa 100 m² Größe und rechteckiger Form sowie steileren Ufern und wenig Vegetation (Abb. 4).



Abb. 4: Löschwasserteich im Bremerwald bei Lübberstedt (Landkreis Osterholz, Niedersachsen). In dem ca. 100 m² umfassenden künstlichen und naturfernen Gewässer konnten beim Einsatz einer einzigen Eimerreue (modifizierte Version) 104 Molche während einer Nacht gefangen werden. Foto: T. Schikore, 22.4.2012.

Bereits eine stichprobenartige Bekeschung einzelner Gewässer bestätigte das Vorkommen von Fadenmolchen. Es mussten jedoch bis zu zehn Kescherzüge durchgeführt werden, um einzelne Molche zu fangen. Zielführender erschien daher der Einsatz von mindestens einer größeren Falle (Eimerreuse der alten oder neuen Version mit sechs bzw. acht Fangöffnungen, weitere Großreusen) pro Gewässer sowie die Verwendung von Flaschenfallen an den wenigen natürlichen Flachwasserstandorten (Teich, Moor- und Quellsumpf). Alle Fallen wurden über Nacht in dem jeweiligen Gewässer belassen.

In dem ca. 370 ha großen Waldgebiet wurden an allen 25 Gewässerstandorten Fadenmolche nachgewiesen. Insgesamt ließen sich mit den unterschiedlichen Fallentypen 690 ausgewachsene Fadenmolche (380 ♂♂, 310 ♀♀) sowie fünf Larven aus dem Vorjahr (Überwinterung!) fangen. Daneben konnten noch 32 Kammolche (11 ♂♂, 19 ♀♀, zwei Vorjährige) an insgesamt neun Gewässern sowie 28 Teichmolche *Lissotriton vulgaris* mit sieben ♂♂ und 21 ♀♀ an sieben Gewässern nachgewiesen werden.

Der Großteil der Daten ließ sich im Nachhinein den einzelnen Fallenmodellen zuordnen: Sämtliche 16 eingesetzten Eimerreusen (mit und ohne eingebautem Armierungsgewebe) waren fängig. In ihnen wurden zwischen fünf und 104 Molche gefangen (im Schnitt ca. 32 Molche). Der genannte Maximalwert wurde in einer der optimierten Eimerreusen erreicht und setzte sich aus Fadenmolchen (46 ♂♂, 54 ♀♀) und Teichmolchen (2 ♂♂, 2 ♀♀) zusammen (siehe Abb. 5). Neben den maximal 104 Molchen in einer Falle, konnten als weitere hohe Fangzahlen einmal 70 Molche (49 ♂♂, 21 ♀♀ Fadenmolche), einmal 48 Molche (27 ♂♂, 20 ♀♀ Fadenmolche; 1 ♀♀ Kammolch) und einmal 41 Molche (4 ♂♂, 28 ♀♀ Fadenmolche; 2 ♂♂, 7 ♀♀ Kammolche) einer einzelnen Falle entnommen werden. Mit den übrigen eingesetzten acht Großfallen (sechs Kleinfischreusen, zwei selbstgebaute Fallen aus Metall bzw. Krötenzaun mit jeweils vier Öffnungen) konnten zwischen drei und 27 (im Schnitt ca. 13) Molche gefangen werden. Den 20 im Flachwasser eingesetzten Flaschenfallen (mit jeweils einer Fangöffnung) konnten zwischen null (siebenmal) und maximal 21 Molche entnommen werden, im Schnitt ca. 8 Individuen (BIOLOGISCHE STATION OSTERHOLZ 2012). Die beschriebenen Fangzahlen und Hinweise zur Artverteilung wurden insbesondere durch den Einsatz der Eimerreusen ermöglicht. Mittels Bekeschung hätte das vorliegende Ergebnis nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand und Störpotential erreicht werden können.



Abb. 5: Modifizierte ORTMANN-Eimerreuse im Einsatz: Als Fangergebnis aus einer Nacht im Gewässer aus Abb. 4 konnten der Falle 104 Molche (100 Fadenmolche *Lissotriton helveticus*, 4 Teichmolche *Lissotriton vulgaris*) entnommen werden. Foto: T. Schikore, 22.4.2012.

Temperatur

An vier Eimerreusen erfolgten bei der morgendlichen Kontrolle Temperaturmessungen innerhalb und außerhalb der Falle. Hierbei ergaben sich bei Werten von 14,9 bis 16 °C einmal keine Abweichung (modifizierte Eimerreuse - mit Armierungsgewebe), sowie höhere Temperaturen innerhalb der Eimerreuse von +0,7, +0,8 und +1,0 °C (Eimerreuse - ohne Armierungsgewebe). Den Messergebnissen zufolge könnte sich eine in etwa gleich bleibende Temperaturverteilung bei der Benutzung der optimierten Eimerreuse andeuten, wobei die Temperatur stark von der jeweiligen Einstrahlungssituation am Gewässer abhängig ist. In allen Fällen war bei den eingesetzten Eimerreusen der Zugang zur Atemluft für die gefangenen Tiere gewährleistet. Nach SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) und SCHLÜPMANN (2009) können Verluste gefangener Tiere durch Ersticken vorkommen, wenn Eimerreusen länger als eine Nacht im Gewässer verbleiben. Da von uns Molchfallen grundsätzlich nur für die Dauer einer Nacht ausgebracht wer-

den, traten auch bei der hier beschriebenen Untersuchung mit den Eimerreusen (altes und neues Modell) keine Verluste auf.

Fazit

Die in diesem Beitrag beschriebenen und anzunehmenden Vorteile der optimierten gegenüber den bisher eingesetzten Modellvarianten der ORTMANN-Eimerreuse verbunden mit dem geringen zeitlichen und finanziellen Mehraufwand bei deren Bau (vgl. „Bauanleitung“ in diesem Beitrag) haben dazu geführt, dass von uns nur noch die optimierte Fallenversion hergestellt wird. Bei einem Zeitaufwand von insgesamt ca. 2 Stunden, wäre eine industrielle Fertigung von (modifizierten) Eimerreusen aber wünschenswert. Diese könnte in Anlehnung an die Herstellungsweise von Kunststoffgießkannen erfolgen.

Bezüglich der bisher nur vermuteten Vorteile gegenüber den Vorgängermodellen sind systematische Untersuchungen insbesondere hinsichtlich Temperaturverteilung und Fängigkeit der optimierten Eimerreuse erforderlich.

Danksagung

Für die Durchsicht des Manuskripts sowie die kurzfristig erbetene Übersetzung der Zusammenfassung ins Englische bedanken wir uns bei Kai Lehmann vom Zoologischen Institut der Universität Kiel, für Korrekturvorschläge sowie Literaturhinweise bei Dr. Andreas Kronshage (LWL-Museum für Naturkunde, Außenstelle Heiliges Meer) und Dr. Dieter Glandt (Ochtrup).

Allen Kolleginnen und Kollegen, Freundinnen und Freunden, die bei den Molchfangaktionen geholfen und/oder beim Bau der Eimerreusen mit großem Engagement mitgewirkt haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Dies waren Markus Müller, Annika Schumann, Hannah Huster, Ole Albrecht, Uje Hashagen, Marco Zimmermann, Sonja Maehder (alle Biologische Station Osterholz bzw. BIOS) sowie Dörte Fichtner.

Literatur

- BIOLOGISCHE STATION OSTERHOLZ (2012): Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen der Niedersächsischen Strategie zum Arten- und Biotopschutz im Landkreis Osterholz 2012 – unveröff. Bericht im Auftr. Landkreis Osterholz, Planungs- und Naturschutzamt.
- BIOS (2008): Zusammenstellung und Bewertung vorhandener Daten zu Vorkommen von Lurchen und deren Lebensräumen im Landkreis Cuxhaven für den Zeitraum 1997-2007. – unveröff. Gutachten im Auftr. des LK Cuxhaven.
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in Smooth and Palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. – Herpetological Journal 1: 5-10.

- KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. – In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, **7**: 29-33.
- MINTEN, M. & T. FARTMANN (2001): Kammolch (*Triturus cristatus*). In: FARTMANN, T., GUNDELMANN, H. SALM, P. & E. SCHRÖDER (2001): Berichtspflichten in Natura 2000 Gebieten – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Münster (Landwirtschaftsverlag), Angewandte Landschaftsökologie **42**: 256-262.
- NETTMANN, H. K. & P. JAHN (1996): Zum Verständnis des Verbreitungsmusters der Schwanzlurche im Elbe-Weser-Dreieck. – Abh. Naturw. Verein Bremen, Bd. **43/2**, S. 589-598.
- ORTMANN, D. (o. J.): Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen. – Manuskript, unveröff.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-85.
- WILSON, C. R. & P. B. PEARMAN (2000): Sampling characteristics of aquatic funnel traps for monitoring populations of adult Rough-Skinned Newts (*Taricha granulosa*) in lentic habitats. – Northwestern Naturalist **81**: 31-34.

Anschrift der Verfasser:

Gunnar Siedenschnur und Tasso Schikore
 BIOS – Gutachten für ökologische Bestandsaufnahmen,
 Bewertungen und Planung
 Lindenstraße 40
 D-27711 Osterholz-Scharmbeck

E-mail: g.siedenschnur@bios-ohz.de
 t.schikore@bios-ohz.de

Einsatz von Wasserfallen für das FFH-Monitoring des Kammmolches (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen – erste Auswertungen

Arno Geiger (Recklinghausen)

Zusammenfassung

Das Land Nordrhein-Westfalen (NRW) hat im Rahmen des Monitorings der FFH-Amphibienarten nach Anhang IV der FFH-RL (92/43/EWG) für den Kammmolch in der biogeografischen atlantischen Region 23 und in der biogeografischen kontinentalen Region drei Stichprobenflächen für die NRW-Flächenanteile an diesem biogeografischen Gesamttraum zu kontrollieren. Dieses Monitoring wird durch das Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW fachlich koordiniert und durch die Biologischen Stationen des Landes NRW sowie durch freiberufliche Biologen im Rahmen von Werkverträgen durchgeführt. Der Erfassungszeitraum erstreckt sich von 2007 bis 2012. Es wird eine kurze Übersicht über das Kammmolch-Monitoring gegeben. Über die Geschichte der Fang- und Methodenentwicklung für die FFH-Berichtspflicht der Amphibienarten (Anhänge II, IV + V) und über die in NRW bisher eingesetzten Fangmethoden, speziell für den Kammmolch, wird mit Bearbeitungsstand 2011 berichtet. Des Weiteren werden erste Auswertungen in Hinblick auf diese Methode aus NRW vorgestellt.

Summary

Use of funnel traps for the monitoring of the Great crested newt (*Triturus cristatus*) in North Rhine-Westphalia – first evaluations

According to the Fauna-Flora-Habitat Directive (92/43/EEC) the state of North Rhine-Westphalia (NRW) has to study for the Great crested newt (*Triturus cristatus*) 23 sample areas from the biogeographic Atlantic region and 3 locations from the Continental region within the state borders. To get more detailed information of this species the number of sample areas was increased by the state of NRW to 55 sample areas. The monitoring is coordinated by the State Office for Environment, Nature and Consumer Protection (LANUV) on behalf of the Ministry for Climate Protection, Environment, Agriculture, Conservation and Consumer Protection of North Rhine-Westphalia (MKULNV). Biological stations in North Rhine-Westphalia and professional biologists perform the monitoring. The first recording period extended from 2007 to 2012. A brief overview of the Great crested newt monitoring in NRW and the first results up to 2011 will be given. The method and its historical development are described. The methods for further amphibian species of the Fauna-Flora-Habitat directive (Annexes II, IV, V) are presented in a short form as well.

Geschichte der Fang- und Methodenentwicklung für die FFH-Berichtspflicht der Amphibienarten, Anhänge II, IV + V

EU-Ebene

Die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) aus dem Jahr 1992 schreibt nach § 11 und 17 ein Monitoring der in den Anhängen II, IV und V gelisteten Pflanzen- und Tierarten vor, die innerhalb einer Berichtsperiode (6 Jahre, 2007-2012) zu monitoren sind.

Für den Bereich der beiden Tierklassen der Amphibien und Reptilien werden 16 Arten in den genannten Anhängen aufgelistet. Im Anhang V sind der Teichfrosch *Pelophylax esculentus*, der Seefrosch *Pelophylax ridibundus* und der Grasfrosch *Rana temporaria* verzeichnet, alle anderen Arten werden im Anhang IV geführt. Die Gelbbauchunke *Bombina variegata*, die Rotbauchunke *Bombina bombina*, der Alpen- Kammolch *Triturus carnifex* und der Nördliche Kammolch *Triturus cristatus* sind zusätzlich noch im Anhang II gelistet, der besagt, dass für diese Arten spezielle „Art-Gebiete“ als FFH-Gebiete festgelegt werden müssen. Allen Arten gemein ist die Verpflichtung zum Monitoring ihrer Populationen, ihrer Lebensräume und der Beeinträchtigungen und Gefährdungen, die auf das Habitat und die Population einwirken.

Bundesebene

Die Bund-Länderarbeitsgemeinschaft „Naturschutz“ der Ministerien (LANA) hat die Erarbeitung von „Mindestanforderungen für die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen und Arten sowie die Überwachung“ in Auftrag gegeben. Im Rahmen der sog. Bund-Länder-Arbeitskreise „Arten“, die zu diesem Zweck eingerichtet wurden, sind für die Herpetofauna im Rahmen eines mehrtägigen ‚workshops‘ (26.-29. April 2004 in Seebach / Thüringen) die Grundlagen für das Monitoring erarbeitet worden (SCHNITTER et al. 2006). Der Arbeitskreis setzte sich aus Landesvertretern und Artgruppenspezialisten zusammen, um einen Kompromiss zwischen finanzierbaren Maßnahmen einerseits und wissenschaftlich vertretbaren und praktikablen Methoden andererseits zu entwickeln. Das Amphibienmonitoring wurde von SCHMIDT et al. (2006) auf der Grundlage von Bewertungsvorschlägen des o.g. FFH-Expertenkreises bei der Tagung in Seebach zusammengetragen. Die Kammolch-Bearbeitung wurde dabei von GRODDECK unter Mitarbeit von SCHMIDT & GEIGER (2006) erarbeitet.

Eine Überarbeitung der Bewertungsbögen der o.g. Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring wurde für alle Arten der Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland, somit auch für den Kammmolch, durch PAN & ILÖK (2010) durchgeführt. Dadurch wurde in Bezug auf die zu erhebende „Populationsgröße“ beim Kammmolch diese Methode klarer gefasst, in dem die maximale Aktivitätsdichte je Fallennacht über alle beprobten Gewässer eines Vorkommens mittels Reusenfallen an drei Fangnächten und dem Richtwert von einer Falle auf 10 Quadratmeter Wasserfläche bzw. maximal zehn Fallen je Gewässer vorgegeben wurde. Da auf der Landesebene von Nordrhein-Westfalen das Kammmolch-Monitoring aber schon mit dem Jahr 2007 begann, konnten die nach 2010 gegebenen Empfehlungen nur noch an wenigen Probestandorten umgesetzt werden.

Landesebene (NRW)

Im Rahmen eines Vergleichs, der sich auf die damals (2006) in Gebrauch befindlichen Wasserfallen bezog, die entweder käuflich bzw. als Eigenkonstruktionen bekannt waren, wurde im Auftrag des LANUV die Landschaftsstation Höxter gebeten, eine Empfehlung zu erarbeiten (B. Beinlich 2006). Die Bevorzugung von Kastenfallenreusen (Bsp. Modell „Henf-Reuse“) gegenüber anderen Fallentypen wurde ausgesprochen. Im Rahmen des Kammmolch-Projekts Krefeld (2005-2007) kam es zu einer Neuentwicklung der Kammmolchreusen durch D. Ortmann. Diese Eimerfalle nach ORTMANN (2007, 2009), die hervorragende Fangergebnisse brachte, wurde dann in die Methodenempfehlung für den Kammmolch durch das LANUV zusammen mit einer Bauanleitung aufgenommen und der Erfassungsmatrix beigelegt.

FFH-Monitoring in NRW – Methodenübersicht: Arten, Anzahl Stichproben, Zeitabläufe, Methodik – Schwerpunktart Kammolch

Methodenübersicht

Das Land Nordrhein-Westfalen hat für das FFH-Monitoring des Kammolches in der biogeografischen atlantischen Region 23 und in der biogeografischen kontinentalen Region drei Stichprobenflächen für die NRW-Flächenanteile an diesem biogeografischen Gesamttraum zu monitieren (vgl. Tab. 1). Insgesamt müssen je biogeographischer Einheit 63 Stichprobenflächen bearbeitet werden, die sich die Länder nach einem festgelegten Schlüssel untereinander aufgeteilt haben. Allerdings hat NRW diese ‚festgesetzten‘ Stichprobenanzahlen um weitere Stichproben erhöht, um landeseigene Aussagen zu den Arten treffen zu können. Für den Kammolch werden insgesamt 55 Stichprobenflächen angestrebt. Von diesen Monitoringstandorten lagen Ende 2011 bereits 46 Beprobungen vor, für neun Standorte wird erst in 2012 das Monitoring abgeschlossen sein. Dieses Monitoring wird durch das Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW fachlich koordiniert und durch die Biologischen Stationen des Landes NRW sowie durch freiberufliche Biologen im Rahmen von Werkverträgen durchgeführt.

Der Erfassungszeitraum erstreckt sich von 2007 bis 2012. Die Stichprobenflächen wurden zufallsverteilt ermittelt. Als Datengrundlage diente hierfür die Kartierung der Herpetofauna des Landes (vgl. ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN, Hrsg. 2011).

Für den Kammolch standen 829 Meldungen (Datensätze) aus dem Zeitraum nach 1993 bis ca. 2002/03 zur Verfügung (KUPFER & VON BÜLOW 2011). Die Gebiete, die speziell für den Kammolch als Anhang II-Art ausgewiesen werden mussten, sind dabei als „gesetzte“ Gebiete ins Monitoring eingebunden worden. In Tabelle 1 wird eine Übersicht über alle FFH-Amphibienarten gegeben mit der Anzahl der Stichproben nach dem „63er Schlüssel“, dem Erfassungsintervall für den Zeitraum der FFH-Berichtspflicht und der anzuwendenden Methodik. Unterlegt sind die prioritären Methoden und die dabei festzustellenden Zählgrößen der Untersuchungspopulation (siehe Legende in Tab. 1). Nach dem „63er Schlüssel“ müssen für jede FFH-Anhang IV-Art 63 Stichprobenflächen je biogeografischer Region monitiert werden. Diese Flächen sollen innerhalb und außerhalb von FFH-Gebieten liegen.

Für alle Arten sind Sichtbeobachtungen in den Land- und Wasserlebensräumen durchzuführen und auf Beeinträchtigungen zu achten, zu protokollieren und zu bewerten.

Die Größe der Untersuchungsfläche, die beprobt werden soll, ist durch einen Radius (als Hilfsgröße) vorgegeben. Beim Kammolch ist dies auf der Ebene eines Einzelvorkommens 300 m um das Laichgewässer, bei mehreren Vorkommen sind das 500 m. In diesem Raum sollen auch die Beeinträchtigungen erhoben werden, die sich auf das aquatische bzw. auf das terrestrische Habitat der Population bzw. der Populationen auswirken können.

Für die Anhang V-Arten: Teichfrosch, Seefrosch und Grasfrosch ruht das Monitoring, d.h., dass innerhalb der Berichtsperiode keine Stichprobenflächen für diese Arten festgelegt wurden.

Für zwei Arten, Gelbbauchunke und Knoblauchkröte, gilt in Nordrhein-Westfalen der Totalzensus, d.h. alle uns bekannten Vorkommen, die nach 1992 (Inkrafttreten der FFH-Richtlinie) belegt waren, sollten in der sechsjährigen Berichtsperiode mit möglichst zweijährigem Abstand zwischen den Untersuchungsjahren (mit je drei Begehungen im Untersuchungsjahr), überprüft werden. Damit will das Land NRW nicht nur wissen, wie geht es der Art an den Monitoringstandorten in den jeweiligen biogeografischen Regionen (an denen NRW auch nur einen gewissen Flächenanteil innerhalb der Landesgrenzen besitzt), sondern zusätzlich die Frage beantworten, wie geht es der Art an all ihren Populationsstandorten in den Grenzen des Landes NRW. Das geht weit über die gesetzten Berichtspflichten hinaus und soll zum landesweiten Artenschutz für diese beiden Arten, die in der Rote Liste-Kategorie 1 ‚vom Aussterben bedroht‘ (SCHLÜPMANN et al. 2011) gelistet sind, als Grundlage für spezielle Artenschutzprogramme in der nahen Zukunft dienen.

Tab.1: Übersichtstabelle der FFH-Amphibienarten mit der Listung der Stichprobenflächen-Anzahl, der Erfassungsintervalle und der anzuwendenden Methoden.

A = Adulti, La = Larven, Ju = Juvenile, Ei = Eier/Gelege. Hinterlegt sind die prioritär anzuwendenden Methoden und die „Zensusarten“ Gelbbauchunke und Knoblauchkröte, die zusätzlich neben der festgelegten Anzahl der Stichprobenfläche an allen ihren nach 1992 belegten Populationsstandorten (Erläuterungen hierzu siehe Text) zu kontrollieren sind. Für Teichfrosch, Seefrosch und Grasfrosch (Anhang V-Arten) ruht z.Zt. das FFH-Monitoring.

(Tabelle siehe folgende Seite)

Art	Anzahl Stichproben				Erfassungsintervall und Zeitraum je FFH-Berichtsperiode (6 Jahre)				Methodik (Farbmarkierung = 1. Priorität)							Kartierungsebene Landlebensraum			
	Anzahl Stichproben atlantische Region -ATL-	Anzahl Stichproben kontinentale Region -KON-	Zusätzliche Anzahl Stichproben atlantische Region Landesmonitoring	Zusätzliche Anzahl Stichproben kontinental Region Landesmonitoring	Anzahl Untersuchungsjahre	Anzahl Untersuchungsstermine	Radius (Hilfsgröße) der Untersuchungsflächen (Einzelvorkommen oder mehrere Vorkommen) / unmittelbares Umfeld	Untersuchungszeitraum	Kartierungsebene Laichgewässer										
									Reusenfang (Anzahl Adulti, Einzeler + Larven (Präsenz), Metamorphose / Juvenes)	Keschern (Anzahl Adulti, Einzeler (Präsenz), Metamorphose / Juvenes)	Verhören Anzahl Ruffer	Sichtbeobachtung / Ebene Populationsnachweis (Präsenz)	Anzahl Laichschnüre	Anzahl Laichballen	Fangzaun / Anzahl Adulti		Sichtbeobachtungen / Habitatalitäten	Sichtbeobachtungen / Beeinträchtigungen	
Kam(m)molch	23	3			1	3	300 m / 500m	Mitte April Anfang Juli	x (A, La, Ju)	x (A, La, Ju)		x (A, Ei, La, Ju)			x	x	x		
Geburtshelferkröte	0	15			1	5	100 m / 100m	Ende April Ende Juli			x x (A, La, Ju)					x	x		
Gelbbauchunke	8	1	Zensus		2	3	300 m / 250m	April bis August	x (A, La, Ju)								x	x	
Kreuzkröte	23	3			2	3	500 m / 100 m	April bis Juli (August)			x x (A, La, Ju)	x				x	x	x	
Wechselkröte	22	0			2	3	500 m / 100m	April bis Mai (August)			x x (A, La, Ju)	x				x	x	x	
Laubfrosch	25	1			2	3	500 m / 100m	Mai bis August			x (La, Ju)		x (A, La, Ju)			x	x	x	
Knoblauchkröte	6	0	Zensus		2	3	500 m / 500 m	Anfang April bis Juli			x (La)		x (A, La, Ju)			x	x	x	
Moorfrosch	7	0	Zensus 2 Vork.		1	3	300 m / 500 m	Februar bis März					x x (A, La, Ju)	x		x	x	x	
Springfrosch	24	1			1	3	400 m / 500 m	Februar bis März					x x (A, La, Ju)	x		x	x	x	
Kl. Wasserfrosch	36	3			1	3	300 m / 500 m	Mai bis Juni (September)					x x (A, La, Ju)	x		x	x	x	
Teichfrosch																			
Seefrosch																			
Grasfrosch																			

Grundsätze zu den Erfassungsmethoden und Bewertungen

Erfassungsintervall- und Zeitraum

- Anzahl der Untersuchungsjahre innerhalb von 6 Jahren (FFH-Berichtsperiode): 1
 - Anzahl der Untersuchungstermine pro Untersuchungsjahr: 3
 - Untersuchungszeitraum: Mitte April bis Anfang Juli (witterungsbedingte Verschiebungen sind möglich)
1. Termin: - Reusenfang: Adulti
- Sichtbeobachtung: Adulti, Laich
ferner Habitatqualität, Beeinträchtigungen
 2. Termin: - Reusenfang: Adulti, ggf. Larven
- Sichtbeobachtung: Adulti, ggf. Laich/Larven
ferner Habitatqualität, Beeinträchtigungen
 3. Termin: - Reusenfang: Adulti, späte Larven/ggf. Jungtiere
- Sichtbeobachtung: Adulti, Metamorphose/ggf. Jungtiere,
ferner Habitatqualität, Beeinträchtigungen

Das Abschätzen der Populationsgröße erfolgt durch eine Beprobung der Laichgewässer mittels Reusenfallen oder Kescherfang. Eine weitere Möglichkeit ergäbe sich durch Auszählung der gefangenen Tiere in den fängig gestellten Fanggefäßen an einer dem Gewässer zugeordneten Amphibienschutzanlage.

Erfassungsmethoden

a) Reusenfang

Flaschenreuse oder Eimerreuse (Unterwassertrichterfalle nach ORTMANN 2007, 2009)

- Flaschenreusen paarweise im flachen Uferbereich fixieren.
- Eimerreuse je nach Gewässersituation im Übergangsbereich zur Freiwasserzone bzw. in der Schwimmblattzone oder in der Verlandungszone mittels Schwimmer positionieren und durch Schnur am Uferrand befestigen.
- Die Anzahl der Fangreusen richtet sich nach der Größe und Gestalt der Gewässer.
- Die Expositions-Termine sollten den gesamten Untersuchungszeitraum abdecken.
- Ausbringen der Reusen tagsüber, Fangzeit über Nacht, Kontrolle am nächsten Tag.

b) Sichtbeobachtung

- Sichtbeobachtung erfolgt parallel zum Reusenfang im Bereich der Laichgewässer und im weiteren terrestrischen Umfeld.
- Gut einsehbare kleine Gewässer bzw. Uferpartien an größeren Gewässern können nachts mittels Taschenlampe abgeleuchtet werden.
- Eier sind in der Unterwasservegetation im Uferbereich nachweisbar. Die Bestimmung der Eier ist nach GÜNTHER (1996) und GLANDT (2011) möglich.

c) Kescherfang

- Kescherfang erfolgt nur, wenn Reusenfang nicht möglich ist.
- Kescher mit flach gespanntem Netz (nach SCHLÜPMANN, HENF & GEIGER 1995) im Uferbereich einsetzen. Je nach Gewässerstruktur vom Rand zur Mitte hin keschern.
Jeweils 10-20 Züge pro Gewässer(-Teilbereich).
- Auf schonenden Umgang mit Ufer- und Unterwasservegetation achten!

d) Fangzaun

- Bei Vorhandensein von Amphibienschutzmaßnahmen (Zaun mit Fanggefäßen) an Straßen sollten die Fangzahlen bei den Eimerkontrollen verwendet werden. Der Reusen- und Kescherfang erübrigt sich dadurch.

Sonstige Datenerhebungen

- Die Vernetzung zum nächsten besiedelten Gewässer(-komplex) ist auf der Grundlage von vorhandenen Daten, Expertenbefragung und Fundortkataster NRW zu ermitteln.
- Die Beeinträchtigungen sind in einem Radius von ca. 500 Meter um das Gewässer/den Gewässerkomplex zu ermitteln.

Zusammenführung der Einzelbewertungen zum Erhaltungszustand (Gesamtwert)

Vorbemerkung: Die Bewertungsstufen sind A (hervorragender Zustand), B (guter Zustand) oder C (mittlerer bis schlechter Zustand). Jede der drei vorgegebenen Bewertungsebenen (Habitatqualität, Zustand der Population, Beeinträchtigungen) wird mittels der vorgegebenen Nennungen von Qualitätseigenschaften (siehe Kartierungs-Matrix) gegeneinander gewertet und die zutreffende Eigenschaft dann angekreuzt. In der Zusammenschau aller angekreuzten Qualitätseigenschaften innerhalb der z.B. durchgeführten Bewertungskategorie des aquatischen Habitats werden diese dann zu einer Teilbewertung gefasst, z.B. A (hervorragender Zustand), da die wertgebenden Eigenschaften überwiegend in der Ankreuzliste in der Spalte unterhalb der „A-Qualitäten“ stehen.

- Aus den Einzelparametern muss zunächst für die drei Teilkriterien Habitatqualität, Zustand der Population und Beeinträchtigungen der jeweilige Erhaltungszustand einzeln bewertet werden.
- Dabei sollte der rechnerische Mittelwert der Einzelparameter zugrunde gelegt werden. Gegebenenfalls können im Rahmen einer gutachterlichen Einschätzung wichtige Einzelparameter, die für die Untersuchungsfläche maßgeblich sind, stärker gewichtet werden.
- Aus den drei Teilwerten wird dann der Gesamtwert des Erhaltungszustandes nach dem folgenden Verrechnungsschema ermittelt:
 - A: $3 \times A$ ODER $2 \times A + 1 \times B$
 - B: alle anderen Kombinationen
 - C: $3 \times C$ ODER $2 \times C + 1 \times A$ bzw. $1 \times B$.

Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen nach ORTMANN (2007, 2009)

Die nachstehende Bauanleitung* wird durch das LANUV für das Monitoring des Kammolches in NRW empfohlen.



* Bauanleitung (modifiziert) nach Ortmann, D. (2007, 2009): Kammolch-Monitoring Krefeld, Abschlußbericht/Dissertation, Univ. Bonn

1. Fallengehäuse

Das Fallengehäuse besteht aus einem 10 oder 15 Liter Eimer mit gut schließendem Deckel. Zum Bau des Fallengehäuses werden sog. Farbmischeimer aus dem Baumarkt verwendet, da die Deckel gut schließen und die Eimer wenig kosten (zw. 2-3 €).

2. Fangtrichter

Fangtrichter werden aus 1,5 Liter PET-Flaschen hergestellt. Bewährt haben sich Mehrwegflaschen, da diese stabiler sind als Einwegflaschen. Diese werden an der breitesten Stelle abgesägt oder abgeschnitten. Bei 10L Eimern werden 4 und bei 15L Eimern 5 solcher Flaschenhälse montiert. Sie dienen als Fangtrichter.

3. Montage der Fangtrichter

Die so entstandenen Trichter verwendet man zunächst als Schablone, um die in die Eimer zu sägenden Löcher passgenau anzuzeichnen. Nach dem Herausschneiden der vorgezeichneten Stellen werden die Trichter mit Kunststoffheißkleber mit Hilfe einer Heißklebepistole in diese Ausschnitte eingeklebt. Mit je einer Klebenäht werden die Trichter von innen und von außen in der Eimerwand befestigt. Diese Doppelnähte sind aus Stabilitätsgründen zu empfehlen. Ein Trichter wird mittig an der Eimerunterseite und die übrigen 3 oder 4 (je nach Eimervolumen) an den Seitenwänden angebracht.

4. Schwimmer

Schwimmkörper werden aus dem PE-Dämmschlauchmaterial für Warmwasserleitungen gefertigt, sie kosten 1-2 € je 2m-Stück (Baumarkt). Diese reichen für 2-3 Fallen. Durch diese Dämmschläuche hindurch wird eine stabile Plastikkordel gezogen und außen an der Falle befestigt. Die Knoten sollten zusätzlich verklebt werden, um ein Lösen dieser Plastikkordel nach einiger Zeit zu verhindern.

5. Lochbohrungen und Fixierung der Falle am Ufer mit Hilfe eines Seils

Zuletzt sollten möglichst viele kleine Löcher in den Eimerboden und einige Lochreihen in die untere Seitenwand des Eimers gebohrt werden. Diese Lochungen ermöglichen ein selbstständiges Untergehen der Falle, wenn sie auf die Wasseroberfläche aufgesetzt oder uferfern ins Gewässer geworfen wird. Zusätzlich erleichtern diese Löcher das Abfließen des Wassers beim Herausholen. Das eine Ende der Kordel wird am Metallbügel angebracht und das andere Seilende am Ufer fixiert, dies erleichtert das Zurückholen bei weiter weg exponierten Fallen durch Heranziehen der Kordel vom Ufer aus.

Erste Ergebnisse aus dem NRW-Monitoring des Kammolches, Stand 2011

Von den insgesamt 55 Monitoringstandorten (23 + 3 plus landeseigene Stichprobenflächen) des Kammolches lagen 46 Beprobungen vor, für neun Standorte wird erst in 2012 das Monitoring abgeschlossen sein. Die nachfolgenden Auswertungen beziehen sich daher auf den Ausgangswert 2011 mit 46 Flächen, wobei an sieben Standorten keine Artnachweise erfolgten. An den 46 Standorten

ten wurde 21mal die Eimerfalle nach ORTMANN (2007, 2009) eingesetzt, zweimal die Reusenfalle Modell HENF (in GLANDT 2011), an zwei Standorten kamen Flaschenfallen zum Einsatz, in fünf Untersuchungsgebieten gab es eine Kombination von verschiedenen Methoden: Flasche/Reuse/Zaun. An zwei Standorten wurde gekeschert und von weiteren zwei Standorten liegen „nur“ Fangzaunnachweise vor. Zudem liegen uns von 17 Standorten derzeit keine Angaben über die angewendete Methode vor.

Ingesamt liegen nun für 42 Standorte, die mit Wasserfallen beprobt wurden, die Größenklasseneinheiten „0“, „1-30 Tiere“, „31-100 Tiere“, „>100 Tiere“ und „unbekannt“ vor (vgl. Abb. 1). Die Mehrzahl der gefangenen Kammolche ist in den (mittleren) Größenklassen 1-30 bzw. 31-100 Kammolche je Wasserfallenstandort zu verzeichnen.



Abb. 1: Größenklassenreihung (0= keine Tiere, 1-30 Tiere, 31-100 Tiere, >100 Tiere) der in den Wasserfallen gefangenen Kammolche, aufgeteilt auf die 42 Wasserfallenstandorte in NRW.

Werden die Nachweisgrößenklassen der Fallenstandorte den jeweiligen biogeografischen Regionen zugeordnet, so ergibt sich folgendes Bild (vgl. Abb. 2):

In der atlantischen Region wurden 30 Standorte beprobt, in der kontinentalen Region 12 Standorte. Auch hier zeigt sich die dominierende Größenklasse von Tiernachweisen in der Größenklasse „1-30 Tiere“ im Tiefland, während sich die Größenklasse „31 bis 100 Tiere“ im Tief- und im Bergland gleich gut verteilen. Die Größenklasse „> 100 Tiere“ kommt nur im Tiefland vor. Damit stimmt die vorgenommene Gebietsauswahl gut mit den natürlichen Vorkommensstandorten und Größenklassen des Kammolches in Nordrhein-Westfalen überein (vgl. KUPFER & VON BÜLOW 2011).

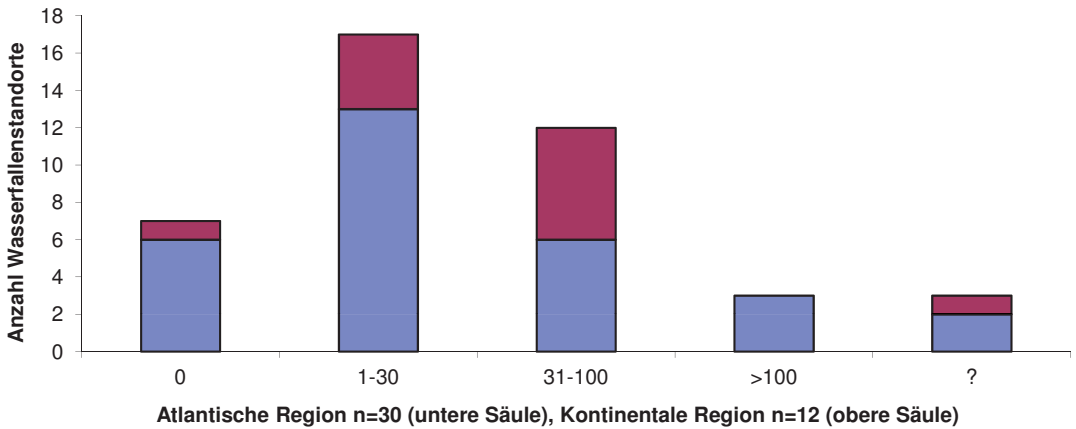


Abb. 2: Größenklassenreihung (Anzahl der Kammolche) der Wasserfallenstandorte in NRW, aufgeteilt auf die biogeografischen Regionen.

FFH Fachinformationssystem des LANUV

Weitere Hinweise auf die Art Kammolch bzw. auf alle anderen FFH-Amphibien- und Reptilienarten, sowie weitere Hinweise zum FFH-Monitoring des Landes NRW sind auf der Homepage des LANUV im FFH-Fachinfo-System nachzulesen (http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/amph_rept/liste)

Fazit

- Landesweit sind verschiedene Fallentypen und Kombinationen von Nachweismethoden im Gebrauch
- Die empfohlene „Eimerfalle nach Ortman“ wurde mit Bearbeitungsstand 2011 an 21 von 46 Monitoringstandorten für den Kammolch verwendet
- Für das FFH-Monitoring liefert der Ortman-Fallentyp gute Ergebnisse, deshalb empfehlen wir derzeit die Beibehaltung dieser Methode

- Die Änderung bei der Methode der Berechnung der Populationsgröße während des schon laufenden Monitoringverfahren (ist zwar fachlich hilfreich), bringt zumindest für NRW die Schwierigkeit mit, dass das Gros der Kammolch-Monitoringstandorte schon in den ersten vier Jahren beprobt wurde, bevor die Präzisierung der Zählmethodik veröffentlicht wurde und somit nur für die letzten zwei Jahre von den insgesamt sechs Jahren (= eine Berichtspflichtperiode) theoretisch genutzt werden konnte.
- Das LANUV ist jedoch offen für eine Methodendiskussion und würde auch eine bundesweit einheitliche Festsetzung eines Wasserfallentyps unterstützen.

Danksagung

Herzlichen Dank an Dr. Dieter Glandt und Dr. Andreas Kronshage für ihre kritische Durchsicht des Manuskriptes und für ihre Anmerkungen.

Literatur

- ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (Hrsg., 2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti-Verlag), 1296 S.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Quelle & Meyer, Wiebelsheim
- GÜNTHER, R. (1996): Bestimmungsteil Amphibien (Bestimmungsschlüssel Laich, Larven und der Tiere nach der Metamorphose der Schwanz- und Froschlurche), S. 48-69. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Gustav Fischer Verlag Jena, 825 S.
- GRODDECK, J. unter Mitarbeit von P. SCHMIDT & A. GEIGER (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustands der Populationen des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). – In: SCHNITTER, P. et al.: Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, S. 267-268.
- KUPFER, A. & B. VON BÜLOW (2011): 3.3 Kammolch - *Triturus cristatus*. – In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens, S. 375-406, Bielefeld (Laurenti-Verlag), 1296 S.
- PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Kammolch. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) - FZ 80582013, S. 136-137.
- SCHLÜPMANN, M., HENF, M. & A. GEIGER (1995): Kescher für den Amphibienfang. – Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 227-229.
- SCHLÜPMANN, M., MUTZ, T., KRONSHAGE, A., GEIGER, A. & M. HACHTEL (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche - Reptilia et Amphibia - in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, Stand September 2011. – In: LANUV (Hrsg.): Rote

- Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 2011. – LANUV-Fachbericht 36, Band 2, S. 159-222.
- ORTMANN, D. (2007): Kammolch-Monitoring Krefeld. Unveröffentlichter Abschlussbericht, 264 S.
- ORTMANN, D. (2009): Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. Dissertation Universität Bonn.
- SCHMIDT, P., GRODDECK, J. & M. HACHTEL (2006): Lurche (Amphibien). – In: SCHNITTER, P. et al. (Bearb.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, S. 236-268.
- SCHNITTER, P., EICHEN, C. ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 370 S.

Der Beitrag wurde im Frühjahr 2013 eingereicht.

Anschrift des Verfassers:

Arno Geiger
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV)
Fachbereich 24
Artenschutz / Vogelschutzwarte / Artenschutzzentrum Metelen
Postfach 101052
D-45610 Recklinghausen

E-mail: arno.geiger@lanuv.nrw.de.

Erfahrungen mit Wasserfallen im Rahmen des Kammmolch-Monitorings in Schleswig-Holstein 2003 – 2012

Manfred Haacks (Hamburg)

Zusammenfassung

In den Jahren 2003 – 2006 und 2007 – 2012 wurden im Bundesland Schleswig-Holstein sechs FFH-Gebiete zweimalig hinsichtlich des Vorkommens des Kammmolches untersucht. Dabei wurden pro Gebiet je 20 Gewässer beprobt, die sowohl in der 1. Monitoring-Phase 2003 – 2006 als auch in der 2. Monitoring-Phase 2007 – 2012 untersucht wurden. In jeder Monitoring-Phase wurden die Gewässer zweimalig mit Wasserfallen beprobt. Während 2003 – 2006 pro Gewässer je fünf PET-Trichterfallen und fünf Kleinfischreusen zum Einsatz kamen, wurden 2007 – 2012 zehn Kleinfischreusen eingesetzt.

Bei einem Vergleich der PET-Trichterfallen mit den Kleinfischreusen zeigte sich eine deutlich höhere Fängigkeit der Kleinfischreusen auch unter Berücksichtigung der Fallenöffnungen.

Bei einem Vergleich der Gewässer, die in beiden Monitoring-Phasen untersucht wurden, konnten generell mehr Kammmolche in der 2. Monitoring-Phase nachgewiesen werden. Für alle drei Molcharten (Bergmolch *Ichthyosaura alpestris*, Kammmolch *Triturus cristatus* und Teichmolch *Lissotriton vulgaris*) konnte die weit überwiegende Anzahl mittels Wasserfallen allgemein im Vergleich mit den anderen Erfassungsmethoden Leuchten und Keschern nachgewiesen werden, wobei beim Bergmolch die Unterschiede vermutlich aufgrund der guten Leuchtbarkeit der Waldgewässer weniger ausgeprägt sind. Abschließend werden Hinweise zum Einsatz von Kleinfischreusen gegeben.

Summary

Experiences with funnel traps for monitoring the Great crested newt in Schleswig-Holstein in 2003 – 2012

In the years 2003 – 2006 and 2007 – 2012 in six selected »Natura 2000« sites in Schleswig-Holstein, numbers of the Great crested newts were investigated. In each site 20 stagnant water complexes were included in the survey and all the water complexes were investigated twice per monitoring period. As an obligation, the same water complexes were investigated in both monitoring periods.

Standardized PET traps and fish traps were used in same quantities within the first monitoring period whereas in the second monitoring period ten fish traps were used. For the first monitoring period the study shows that fish traps were more effective than the PET traps, even when number of trap openings were taken into account. During the second monitoring period many more Great crested newts could be caught compared to the first monitoring period. For all

three species of newt (Alpine newt *Ichthyosaura alpestris*, Great crested newt *Triturus cristatus*, and Smooth newt *Lissotriton vulgaris*) the effectiveness of traps in general was much higher compared to the other methods applied viz: netting and use of lights. Due to the habitats populated by the Alpine newt which are easily surveyed by lights, the difference between records by traps and sightings are much less distinct. Finally, notes on the application of fish-traps are given.

Einleitung

Der Einsatz von Wasserfallen zum Nachweis des Kammmolches in FFH-Gebieten ist in Deutschland mittlerweile Standard. Derzeit kommt eine Vielzahl verschiedener Fallentypen zum Einsatz. Die Standardisierung des Falleneinsatzes ist z. Zt. Gegenstand der Diskussion und hat für die Überarbeitung der Vorgaben zur Erfassung des Kammmolches für die 2. Monitoring-Phase eine große Bedeutung. Im Mai 2012 fand dazu ein Wasserfallen-Workshop in der Außenstelle des LWL-Museums für Naturkunde am Heiligen Meer in Recke statt. Die nachfolgend dargestellten Untersuchungsergebnisse aus Schleswig-Holstein aus den Jahren 2003 – 2012 sollen einen Beitrag zu dieser Diskussion liefern.

Im Rahmen der EU-Berichtspflichten für FFH-Gebiete wurden in den Jahren 2003 – 2012 in sechs FFH-Gebieten im Bundesland Schleswig-Holstein Untersuchungen zum Vorkommen des Kammmolches (*Triturus cristatus*) durchgeführt. Die zu untersuchenden Gebiete wurden seitens des LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) ausgewählt.

Der Kammmolch ist in Schleswig-Holstein fast landesweit verbreitet. Schwerpunktmäßig tritt er in der Osthälfte des Bundeslandes auf. In Richtung Westen werden die Nachweise spärlicher und zeichnen sehr gut die Grenze zwischen Altmoräne der Saale-Kaltzeit und Marsch wider. In der Marsch kommt die Art so gut wie nicht vor. Aufgrund der weiten Verbreitung ist der Kammmolch als Schutz- und Erhaltungsziel für zahlreiche FFH-Gebiete gemeldet.

Während in der 1. Monitoring-Phase (2003 – 2006) sowohl PET-Trichterfallen als auch Kleinfischreusen zum Einsatz kamen, wurden in der 2. Monitoring-Phase (2007 – 2012) ausschließlich Kleinfischreusen eingesetzt.

Untersuchungsgebiet und Methode

Da aus finanziellen und logistischen Gründen nicht alle FFH-Gebiete Schleswig-Holsteins, in denen der Kammmolch als Schutz- und Erhaltungsziel gemeldet ist, hinsichtlich dieser Art untersucht werden können, wurde das Monitoring auf sechs FFH-Gebiete beschränkt. Neben den eigentlichen FFH-Gebieten wurden auch Gewässer der außerhalb der FFH-Gebiete liegenden Umgebung in das Monitoring einbezogen.

Jeweils drei FFH-Gebiete befinden sich in der kontinentalen bzw. atlantischen biogeografischen Region.

Atlantische biogeografische Region:

- Wälder im Kisdorfer Wohld und angrenzende Flächen (DE 2126-391). Das Gebiet befindet sich im Kreis Segeberg innerhalb des Naturraumes Kisdorfer Wohld.
- Binnendünen Nordoe (DE 2123-301). Das Gebiet befindet sich im Kreis Steinburg innerhalb des Naturraumes Itzehoer Geest.
- Wälder im Aukrug (DE 1924-391). Das Gebiet befindet sich innerhalb der Kreise Rendsburg-Eckernförde und Steinburg innerhalb des Naturraumes Holsteinische Vorgeest.

Kontinentale biogeografische Region:

- Gebiet zwischen Bellin, Bauersdorf und Gottesgabe (DE 1728-307). Das Gebiet befindet sich im Kreis Plön innerhalb des Naturraumes Probstei und Selenter Seengebiet.
- Küstenstreifen West- und Nordfehmarn (DE 1532-391). Das Gebiet befindet sich im Kreis Ostholstein innerhalb des Naturraumes Fehmarn.
- Wälder der Hüttener Berge (DE 1624-391). Das Gebiet befindet sich im Kreis Rendsburg-Eckernförde innerhalb des Naturraumes Hüttener Berge.

In der 1. Monitoring-Phase wurden innerhalb jedes zu untersuchenden FFH-Gebietes 20 Gewässer für eine Beprobung ausgewählt. Die Auswahl erfolgte nach Inaugenscheinnahme vor Ort und nach Hinweisen bekannter Kammolchvorkommen der Lanis-Datenbank des Landes Schleswig-Holstein. Zum Einsatz kamen – unabhängig von der Gewässergröße – dabei je fünf 1,5 l PET-Trichterfallen (Eigenbau) und Kleinfischreusen (Fa. Jenzi). Bei dem Modell der Kleinfischreuse handelt es sich um Fallen, die 1990 erworben wurden. Die jetzt erhältlichen Kleinfischreusen der Fa. Jenzi sind qualitativ schlecht verarbeitet und von anderer Bauart.

Jedes der insgesamt 120 ausgewählten Gewässer wurde in zwei Fangperioden Ende April und Anfang/Mitte Mai mittels der Wasserfallen untersucht. Die Fallen wurden nicht beködert und wurden überwiegend vollständig submers ausgebracht. Die Expositionszeit betrug ca. vier bis fünf Stunden in der Abenddämmerung und nachts bis etwa 2:30 Uhr.

In der 2. Monitoring-Phase (2007 – 2012) wurden dieselben Gewässer in denselben Fangperioden wie in der 1. Monitoring-Phase beprobt, es kamen aber ausschließlich zehn Kleinfischreusen pro Gewässer zum Einsatz. Grund hierfür war die deutlich höhere Nachweisdichte mittels Kleinfischreusen im Vergleich zu den zuvor eingesetzten PET-Trichterfallen (vgl. HAACKS & DREWS 2008).

Die PET-Trichterfallen wurden aus leeren 1,5 l PET-Flaschen umgebaut, indem der Flaschenhals abgeschnitten und umgekehrt in die Flasche gesteckt wurde.

Somit gibt es nur eine Öffnung, durch die Tiere in die Falle gelangen können. Die Kleinfischreusen weisen im aufgestellten Zustand eine Länge von 39 cm und eine Höhe von 17,5 cm auf, die beidseitig vorhandenen runden Öffnungen haben einen Durchmesser von 5 cm. Beim verwendeten Fallentyp betrug die Maschenweite 2 mm. Die verwendeten Fallentypen sowie die submerse Exposition der Kleinfischreuse sind nachfolgend dargestellt.

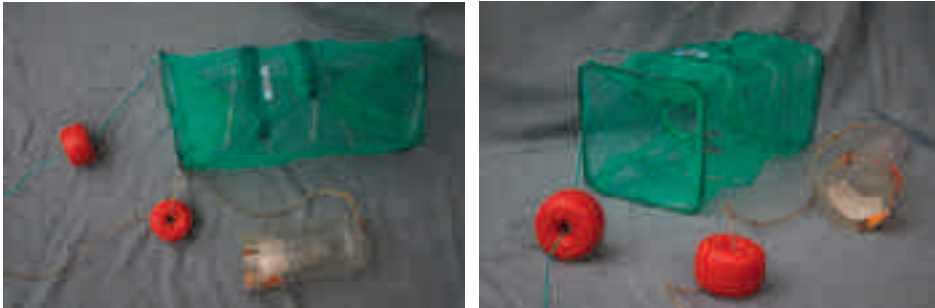


Abb. 1 (l.): Aufsicht der beiden verwendeten Fallentypen (Foto: G. Bertram).

Abb. 2 (r.): Vorderansicht der beiden verwendeten Fallentypen (Foto: G. Bertram).



Abb. 3: Exposition der Kleinfischreusen im Gelände (Foto: M. Haacks).

Gemäß des vorgegebenen Einsatzes verschiedener Erfassungsmethoden wurden während der 1. Fangperiode (Ende April) zudem die Gewässer nachts ausgeleuchtet und die ermittelten Molche notiert. Dies erfolgte, bevor die zuvor exponierten Wasserfallen geborgen wurden, so dass Doppelzählungen vermieden wurden. Gewertet wurden nur die außerhalb der Wasserfallen gesichteten

Molchindividuen. Zum Einsatz kam der IVT Akku-Handscheinwerfer PL-838LB mit Halogen- und LED-Leuchtmittel.

Während der 2. Fangperiode wurde mittels eines Wasserkeschers mit zehn Kescherschlägen versucht, Molche zu fangen. Dabei lag der Schwerpunkt des Kescherns in den mit Makrophyten bewachsenen Gewässerrändern. Auch hier erfolgte das Keschern während der Wasserfallen-Exposition, um Doppelzählungen mit bereits gefangenen Molchen zu vermeiden. Ein mögliches Hineintreiben von Molchen in die Fallen durch das Keschern ist zwar nicht vollständig auszuschließen, das Risiko wird aber als gering eingeschätzt, weil nicht in unmittelbarer Nähe der Fallenstandorte gekeschert wurde.

Von der Vorgabe seitens des Auftraggebers, in den beiden Monitoring-Phasen jeweils dieselben Gewässer zu beproben, musste zum Teil abgewichen werden. Die Gründe dafür liegen im zwischenzeitlich erfolgten Fischbesatz, in der natürlichen Sukzession mit einhergehender Verlandung oder Austrocknung, im Salzwassereintritt (küstennahes Gewässer auf Fehmarn), in einer unterschiedlichen Fischbewirtschaftung (Teiche werden im Jahresverlauf abgelassen und wieder bespannt) oder in der Räumung von Gewässern, die dann erst wieder besiedelt werden müssen.

Für den direkten Fallenvergleich der beiden Monitoring-Phasen wird nur die 1. Fangperiode (Ende April) berücksichtigt, da hier in beiden Monitoring-Phasen die größte Fängigkeit erzielt wurde.

Für den Vergleich mittels Fallen gefangener Molche versus mittels Leuchten und Keschern nachgewiesener Molche wurden dagegen beide Fangperioden (Ende April und Anfang/Mitte Mai) berücksichtigt. Zudem wurden hier sämtliche Gewässer mit Nachweisen aus beiden Monitoring-Phasen berücksichtigt.

Die angegebene Maximalzahl ist die Summe der nachgewiesenen adulten Männchen und Weibchen sowie der subadulten Tiere, für jede der angewandten Erfassungsmethode (Reusenfalle, PET-Trichterfalle, Leuchten und Keschern) wobei die in den beiden Fangperioden jeweils höchsten Nachweiszahlen zu Grunde gelegt wurden.

Zielart des Monitorings war der Kammmolch (*Triturus cristatus*), die übrigen Amphibien und insbesondere die anderen beiden in Schleswig-Holstein vorkommenden kleinen Molcharten Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) wurden aber ebenfalls mit aufgenommen.

Ergebnisse

In der nachfolgenden Tabelle wurden 110 Gewässer der sechs FFH-Gebiete, die in beiden Monitoring-Phasen sowohl 2003 – 2006 als auch 2007 – 2012 untersucht wurden, berücksichtigt.

Innerhalb der 1. Monitoring-Phase wurden 465 Kammolche in der 1. Fangperiode gefangen. Im Rahmen der 2. Monitoring-Phase wurden dagegen 761 Kammolche innerhalb der 1. Fangperiode nachgewiesen (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: In der ersten Fangperiode (April) beider Monitoring-Phasen gefangene Kammolche (n = Anzahl der in beiden Monitoring-Phasen beprobten Gewässer).

Gebiet	je 5 Reusen & PET-Fallen (2003 – 2006) (Reuse : PET-Falle)	10 Reusen (2007 – 2012)
Atlantische biogeografische Region		
Wälder im Kisdorfer Wohld (n = 18)	27 (26 : 1)	60
Binnendünen Nordoe (n = 18)	14 (14 : 0)	30
Wälder im Aukrug (n = 16)	105 (86 : 19)	114
Kontinentale biogeografische Region		
Gottesgabe (n = 19)	117 (109 : 8)	263
Küstenstreifen West- und Nordfehmar (n = 19)	82 (70 : 12)	189
Wälder der Hüttener Berge (n = 20)	120 (113 : 7)	105
Gesamt	465 (418 : 47)	761

Nachfolgend sind die Nachweise für die drei Molcharten Kamm-, Teich- und Bergmolch tabellarisch aufgeführt. Tabelle 2 zeigt die maximal nachgewiesenen Fangzahlen der jeweiligen Molcharten unter Berücksichtigung der beiden Fangperioden (Ende April und Anfang/Mitte Mai) für die 1. Monitoring-Phase, Tabelle 3 für die 2. Monitoring-Phase.

Die Anzahl der untersuchten Gewässer in beiden Monitoring-Phasen ist aus den bereits oben dargelegten Gründen nicht identisch.

Tab. 2: Nachgewiesene Molchfänge 2003 – 2006 in absoluten Zahlen und prozentualen Anteil getrennt nach Nachweismethode (n = Anzahl der beprobten Gewässer mit Nachweisen der jeweiligen Molcharten).

	Maximalzahl der Fänge in Fallen (PET & Reuse) 2003 – 2006 (Reuse : PET-Falle)	Maximalzahl der Fänge über Leuchten und Keschern 2003 – 2006 (Leuchten : Keschern)	Nachweise mittels PET und Reuse 2003 – 2006 in %	Nachweise mittels Leuchten und Keschern 2003 – 2006 in %
Kammolch (n = 83)	750 (653 : 97)	214 (204 : 10)	77,8	22,2
Teichmolch (n = 34)	296 (278 : 18)	81 (71 : 10)	78,5	21,5
Bergmolch (n = 12)	63 (56 : 7)	56 (56 : 0)	52,9	47,1

Tab. 3: Nachgewiesene Molchfänge 2007 – 2012 in absoluten Zahlen und prozentalem Anteil getrennt nach Nachweismethode (n = Anzahl der beprobten Gewässer mit Nachweisen der jeweiligen Molcharten).

	Maximalzahl der Fänge in Reusenfallen 2007 – 2012	Maximalzahl der Fänge über Leuchten und Keschern 2007 – 2012 (Leuchten : Keschern)	Nachweise mittels Reusenfallen 2007 – 2012 in %	Nachweise mittels Leuchten und Keschern 2007 – 2012 in %
Kammolch (n = 90)	1.083	251 (179 : 72)	81,2	18,8
Teichmolch (n = 89)	968	163 (45 : 118)	85,6	14,4
Bergmolch (n = 13)	71	40 (38 : 2)	64,0	36,0

Der überwiegende Teil der Nachweise gelang somit über den Einsatz von Kleinfischreusen bzw. Wasserfallen allgemein. Dabei ist auffallend, dass im Vergleich zu Kamm- und Teichmolch, zahlreiche Bergmolche über das Leuchten nachgewiesen werden konnten. Das liegt darin begründet, dass die Art im Naturpark Aukrug sowie generell in Schleswig-Holstein vorzugsweise kleinflächige Mergelgruben im Wald bzw. Waldtümpel besiedelt, die nur wenig Makrophyten aufweisen und nahezu komplett abgeleuchtet werden können.

Die im Rahmen der zehnjährigen Untersuchung höchste Zahl gefangener Molche pro untersuchtem Gewässer und bei Einsatz von zehn Kleinfischreusen mit einer Exposition von vier bis fünf Stunden betrug:

- 61 Kammolche (Aukrug 2012)
- 140 Teichmolche (Hüttener Berge 2012)
- 16 Bergmolche (Aukrug 2012)

Diskussion

In den Ausarbeitungen zur Bewertung des Erhaltungszustandes für den Kammolch (PAN & ILÖK 2010), die erst im Laufe der 2. Monitoring-Phase veröffentlicht wurden, wird die Aktivitätsdichte unter Berücksichtigung der Fallenöffnungen berechnet. Bei Fallentypen mit zwei Öffnungen halbiert sich die Aktivitätsdichte gegenüber Fallentypen mit einer Öffnung.

In den Untersuchungen 2003 – 2006, in denen die beiden verschiedenen Fallentypen zum Einsatz kamen, wurden insgesamt 1.029 Kammolche in den Wasserfallen nachgewiesen, wovon 912 Kammolche (508 ♂♂ und 404 ♀♀) in den Kleinfischreusen und 117 Kammolche (52 ♂♂ und 65 ♀♀) in den PET-Trichterfallen gefangen wurden. Dabei wurden die Daten nach Geschlecht und Fang-

periode getrennt angegeben (vgl. HAACKS & DREWS 2008, Tab. 1). Knapp 89 % der Fangnachweise gelang in den Kleinfischreusen. Bei einer Umrechnung der Fangergebnisse auf die Zahl der Öffnungen ergeben sich für die Kleinfischreusen 456 Kammolche (254 ♂♂ und 202 ♀♀) und damit etwa eine 4-fache Fängigkeit der Kleinfischreusen gegenüber PET-Trichterfallen. Dabei ergeben sich geschlechtsspezifische Unterschiede. So resultierte bei den Männchen eine 5-fache Fängigkeit, bei den Weibchen eine 3-fache.

Bei den in Tabelle 2 dargestellten Fangzahlen wurden Maximalzahlen über die jeweiligen Fangperioden hinweg ermittelt, weswegen sich geringere Werte (750:1.029) im Vergleich zu einer nach Fangperioden getrennten Darstellung ergeben.

Die Umrechnung der in Tabelle 2 angegebenen Maximalzahlen auf die Zahl der Öffnungen ergibt 327 Kammolch-Fänge in den Kleinfischreusen und – verglichen mit 97 Nachweisen in den PET-Trichterfallen – eine etwa 3,4-fache Fängigkeit.

Für den Teichmolch ergibt sich sogar eine 7,7-fache und für den Bergmolch eine 4,5-fache Fängigkeit der Kleinfischreusen des beschriebenen Typs gegenüber den PET-Trichterfallen, nach Umrechnung der Maximalzahlen auf die Zahl der Öffnungen.

Aufgrund dieser deutlich besseren Fängigkeit wurde entschieden, in der 2. Monitoring-Phase ausschließlich Kleinfischreusen einzusetzen. Zu erwarten war, dass in den 110 Gewässern beider Monitoring-Phasen in den Jahren 2007 – 2012 deutlich mehr Kammolche gefangen werden müssten als 2003 – 2006.

In der Tabelle 4 ist die Anzahl der Kammolche, die über fünf Kleinfischreusen in der 1. Monitoring-Phase gefangen wurden, angegeben. Beim Einsatz von zehn Kleinfischreusen wäre näherungsweise eine Verdopplung der Nachweise zu erwarten gewesen (Zahl in Klammern). Zudem sind die nachgewiesenen Kammolche, die tatsächlich beim Einsatz von zehn Kleinfischreusen 2007 – 2012 gefangen wurden, dargestellt.

Tatsächlich konnte in den meisten Gebieten der vermutete Wert erreicht bzw. überschritten werden.

Allerdings setzt das voraus, dass die Bestände in den Gewässern stabil bleiben, was in der Realität kaum der Fall sein dürfte. Für das Gebiet „Wälder im Aukrug“ kann der Rückgang mit einer verschlechterten Habitatqualität einiger Gewässer in Zusammenhang gebracht werden. Möglicherweise spielt aber auch das ungewöhnliche Frühjahr 2012 mit häufig unterbrochener Anwanderung und generell sehr langer Anwanderungsphase eine Rolle. Für das Gebiet „Wälder der Hüttenberger Berge“, das ebenfalls im Jahr 2012 beprobt wurde, sind Habitatverschlechterungen der untersuchten Gewässer nicht offensichtlich, aber auch hier wurden 2012 weniger Tiere als 2006 nachgewiesen. Wenn weniger Nachweise trotz ver-

stärktem Einsatz der fängigeren Kleinfischreusen dokumentiert werden, ist das als Signal für einen Bestandsrückgang zu werten.

Tab. 4: Gefangene Kammolche in jeweils fünf Kleinfischreusen 2003 – 2006, mit vermuteter Anzahl bei zehn Kleinfischreusen (in Klammern) und gefangene Kammolche in zehn Kleinfischreusen 2007 – 2012.

	Kammolchnachweise in 5 Kleinfischreusen 2003 – 2006 (erwarteter Wert bei 10 Kleinfischreusen) 1. Fangperiode	Kammolchnachweise in 10 Kleinfischreusen (2007 – 2012) 1. Fangperiode
Atlantische biogeografische Region		
Wälder im Kisdorfer Wohld (n = 18)	26 (52)	60
Binnendünen Nordoe (n = 18)	14 (28)	30
Wälder im Aukrug (n = 16)	86 (172)	114
Kontinentale biogeografische Region		
Gottesgabe (n = 19)	109 (218)	263
Küstenstreifen West- und Nordfehmar (n = 19)	70 (140)	189
Wälder der Hüttener Berge (n = 20)	113 (226)	105
Gesamt	418 (836)	761

Fazit

Nach Abschluss der beiden Monitoring-Phasen in Schleswig-Holstein ist zu konstatieren, dass generell der Einsatz von Wasserfallen für den Nachweis von Molcharten zielführender ist als das reine Keschern oder Leuchten der Gewässer. Hinzu kommt, dass zahlreiche Gewässer aufgrund steiler Ufer, dichter Vegetation nicht oder nur eingeschränkt bekescherbar sind. Das Leuchten in Gewässern mit trübem Wasser oder dichten Wasserlinsen-Decken ist ebenfalls eingeschränkt. Diese Gewässer sind aber sehr gut mittels Wasserfallen zu beproben.

Nach den Erfahrungen verschiedener Feldherpetologen, die mit Wasserfallen arbeiten, und die im Mai 2012 im Wasserfallen-Workshop zusammengetragen wurden, hat sich bei den Kleinfischreusen gezeigt, dass die Öffnungen einen Durchmesser von 5 cm nicht überschreiten sollten, da sonst die Tiere zu leicht die Falle wieder verlassen können. Die Öffnungen müssen trichterartig in die Falle gezogen werden und dürfen nicht mehr oder weniger auf einer Ebene mit den Außenseiten abschließen. Dies geschieht beim verwendeten Fallentyp über Nylonschnüre, die die Öffnungen nach innen ziehen und somit zwei trichterartige

Öffnungsbereiche schaffen. Die Öffnungen liegen ca. 10 cm innerhalb der Falle (vgl. Abb. 1).

Des Weiteren darf die Maschenweite der Reusenfalle nicht zu groß sein, um zu verhindern, dass sich kleine Teichmolche oder Amphibienlarven in den Maschen strangulieren (vgl. Empfehlungen bei HAACKS et al. 2009).

Aufgrund der submersen Ausbringung der Fallen dürfen diese nicht länger als fünf Stunden exponiert werden. Insbesondere bei warmer Witterung (Wassertemperatur beachten!) ersticken die Tiere sonst, bei kühler Witterung, z.B. in Aprilnächten ist eine Exposition von ca. fünf Stunden akzeptabel. Keinesfalls dürfen die Fallen über die gesamte Nacht submers exponiert sein.

Wichtig ist daher auch, die Fallenstandorte gut kenntlich zu machen, damit sie nachts schnell gefunden werden können. Bewährt haben sich dabei verschiedenfarbige Schwimmer (rot und weiß), die im Wechsel ausgebracht werden. Damit wird nicht nur ein schnelles Auffinden erleichtert, das Risiko des Übersehens einer Falle wird zudem verringert (vgl. Abb. 3).

Literatur

- HAACKS, M. & A. DREWS (2008): Bestandserfassung von Kammolchen in Schleswig-Holstein.- Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **15**/1: 79-88.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A., ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. *Natur und Landschaft* **6**: 276-280.
- PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Manfred Haacks
leguan GmbH
Postfach 306150
20327 Hamburg

E-mail: m.haacks@leguan.com

Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers *Batrachochytrium dendrobatidis* über Wasserfallen

Susanne Böll (Gerbrunn)

Zusammenfassung

Chytridiomykose ist eine ubiquitär verbreitete Amphibienkrankheit, die maßgeblich zum weltweiten Amphibiensterben beiträgt. Auch in Europa sind Massensterben beobachtet worden. Der Pilzerreger ist wasserbürtig, und die infektiösen Zoosporen können – ähnlich wie bei der Krebspest – sehr leicht über Anhaftungen z.B. an feuchten Gummistiefeln, Keschern und Wasserfallen in andere Gewässer übertragen werden. Ein völliges Austrocknen überlebt der Erreger dagegen nicht. In mehreren Ländern gibt es verbindliche Maßnahmenkataloge zur Vermeidung der Verschleppung des Erregers. An einer entsprechenden EU-Richtlinie wird gearbeitet. Die einfachste Vorsichtsmaßnahme besteht darin, sich mehrere „Arbeitssets“ anzuschaffen und nach einer Gewässerbegehung die verwendete Ausrüstung vollständig durchtrocknen zu lassen. Das erfordert auch den Einsatz schnell trocknender Wasserfallen. Desinfektionsmittel sollten nur in Ausnahmefällen und mit größter Vorsicht eingesetzt werden.

Summary

Potential spreading of the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* through newt traps

Chytridiomycosis is a globally ubiquitous amphibian fungal infection and a primary driver of amphibian decline. Also in Europe mass mortalities have been observed. The infectious zoospores of the aquatic living pathogen are – as in the case of the crayfish plague – easily transferred to other water bodies via adhesion to wet rubber boots, dip nets, newt traps or other equipment. However, the pathogen does not survive total drying. In several countries authoritative hygiene protocols have been implemented to prevent the spreading of the pathogen. A corresponding EC (European Community) guideline is in preparation. The easiest way to take precautions is to acquire different sets of equipment to ensure a complete drying of any used equipment. This also requires the use of quick drying newt traps. Disinfectants should only be used in exceptional cases and with great caution.

Einleitung

Chytridiomykose, verursacht durch den Erreger *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), ist eine Pilzerkrankung, die maßgeblich zu dem weltweit beobachteten,

dramatischen Amphibiensterben beiträgt (BOSCH et al. 2007, KILPATRICK et al. 2009). Von der Weltnaturschutzorganisation IUCN wird sie als „the worst infectious disease ever recorded among vertebrates in terms of the number of species impacted, and its propensity to drive them extinct“ eingeschätzt (GASCON et al. 2007).

Obwohl der Erreger erst 1998 ins Visier der Herpetologen geraten ist, sind heute über 500 Amphibienarten bekannt, die weltweit davon betroffen sind (FISHER et al. 2012). Nach wie vor ungeklärt ist, ob der Erreger anthropogen verschleppt und weltweit verbreitet wurde („novel pathogen hypothesis“), oder ubiquitär seit langem vorhanden ist und sekundär durch verschiedene Stressfaktoren eine völlig neue pathogene Virulenz entwickelt hat („endemic pathogen hypothesis“, KILPATRICK et al. 2009). Während eine sehr geringe genetische Differenzierung des Erregers in allen weltweit untersuchten Gebieten auf eine rezente anthropogene Verschleppung hinweist (KILPATRICK et al. 2009), zeigen Untersuchungen an Sammlungsmaterial, dass der Erreger zumindest bis 1902 nachgewiesen werden kann (GOKA et al. 2009) und dass *Bd* in Nordamerika in den 1960ern bereits weit verbreitet war (OUELLET et al. 2004). Neueste genetische Untersuchungen stützen beide Hypothesen und zeigen, dass sowohl endemische *Bd*-Stämme als auch ein hypervirulenter globaler *Bd*-Stamm existieren. Dieser Stamm, der *Bd*GPL-Stamm (global panzootic lineage) genannt wird, wird mit regionalen Massensterben auf fünf Kontinenten in Verbindung gebracht (FARRER et al. 2011).

Verbreitung von *Batrachochytrium dendrobatidis* in Europa

Eine Untersuchung verschiedener europäischer Amphibien, die aus Wildfängen von 1994-2004 stammen und im Rahmen unterschiedlichster Fragestellungen gesammelt worden waren, ergab, dass Chytridiomykose in Europa weit verbreitet ist (GARNER et al. 2005). Gut untersucht sind Spanien und die Schweiz, wo der Erreger weitgehend flächendeckend vorhanden ist (www.bd-maps.eu). Darüberhinaus liegen kaum systematische Untersuchungen vor, aber auch in den Niederlanden und Belgien (MARTEL et al. 2011) und in den meisten Teilen Deutschlands scheint der Erreger weit verbreitet zu sein (OHST et al. 2011). Nachweise aus Luxemburg (WOOD et al. 2009), Frankreich (OUELLET et al. 2012), Österreich (SZTATECSNY & GLASER 2011), Italien (ADAMS et al. 2008), England (CUNNINGHAM et al. 2005), Dänemark (SCALERA et al. 2008) und weiteren europäischen Ländern (www.bd-maps.eu) liegen vor.

Biologie von *Batrachochytrium dendrobatidis*

Bei dem Erreger handelt es sich um eine wasserbürtige Pilzart, die sich über bewegliche Zoosporen im Wasser verbreitet, die chemotaktisch ihren Wirt finden. Dort enzystieren sie und bilden Sporangien, in denen neue Zoosporen

heranreifen und ins Wasser entlassen werden. *Bd* wächst bei Temperaturen zwischen 4°C und 25°C mit einem Optimum zwischen 17°C und 24°C (PIOTROWSKI et al. 2004). Deutlich eingeschränktes Wachstum wird bei mehreren Stämmen über 26°C beobachtet; Temperaturen über 32°C überlebt *Bd* nicht (JOHNSON et al. 2003). Inwieweit verschiedene *Bd*-Stämme unterschiedlich hohe Letaltemperaturen aufweisen, ist allerdings nicht bekannt. Der optimale pH-Wert liegt zwischen 6 und 7; darunter und darüber ist stark eingeschränktes Wachstum zu beobachten (PIOTROWSKI et al. 2004). Zoosporangien können ohne Wirt wochenlang im Wasser und in feuchter Erde überleben (JOHNSON & SPEARE 2003, 2005). Eine komplette Austrocknung überlebt *Batrachochytrium dendrobatidis* dagegen nicht.

Infektionsweg von *Batrachochytrium dendrobatidis*

Bd-Zoosporen greifen keratinisierte Strukturen bei Amphibien, d.h., das Mundfeld bei Kaulquappen und die Epidermis postmetamorpher und adulter Frosch- und Schwanzlurche an. Ein starker Befall epidermaler Hautschichten führt zu einer Hyperplasie und Keratose, und damit wahrscheinlich zu einer herabgesetzten Permeabilität und Störung der Osmoregulation und Wasseraufnahme, die zum Tod führen kann (FISHER et al. 2009). Inwieweit Molch- und Salamanderlarven mit ihren kaum differenzierten Keratinleisten vor der Metamorphose von dem Erreger befallen werden können, ist unbekannt. Infektionsversuche bei *Ambystoma*-Larven verliefen negativ (VENESKY et al. 2010).

Infizierte Kaulquappen zeigen im Normalfall keine Symptome bis zur Metamorphose. Während der Metamorphose und vor allem während der postmetamorphen Stadien in den darauf folgenden Wochen kann die Erkrankung dann häufig schlagartig zum Tode führen (BÖLL et al. 2012, TOBLER & SCHMIDT 2010).

Amphibienarten, deren Entwicklung besonders lange dauert, wie z. B. bei den überwinternden Kaulquappen der Geburtshelferkröte, sind durch ihre lange Verweildauer im Wasser einer besonders starken Gefährdung ausgesetzt (BOSCH et al. 2007). Erste Massensterben frisch metamorphosierter Tiere im Freiland wurden in Europa entsprechend bei einer *Alytes*-Population in der Sierra de Guadarrama in Zentral-Spanien beobachtet (BOSCH et al. 2001, 2007). Innerhalb von drei Jahren konnte *A. obstetricans* dort in 86% ehemals besiedelter Gewässer nicht mehr nachgewiesen werden (BOSCH et al. 2001). Der Erreger scheint in den Hochlagen eine besonders hohe Virulenz zu entwickeln. Auch in Populationen des Kantabrischen Gebirges und in den spanischen und französischen Pyrenäen wurden oberhalb 1500m Massensterben beobachtet (WALKER et al. 2010). Dies liegt möglicherweise daran, dass der Erreger zum einen bei niedrigeren Temperaturen größere Sporangien mit einer höheren Anzahl Zoosporen bildet, die länger infektiös bleiben (WOODHAMS et al. 2008), zum anderen, dass die Kaulquappen durch ihren oft mehrjährigen Aufenthalt im Gewässer einer besonders starken Gefährdung ausgesetzt sind (BOSCH et al. 2007).



Abb. 1: Tote, *Bd*-infizierte, frisch metamorphosierte Geburtshelferkröte im Freiland. Foto: S. Böll



Abb. 2: Tote, *Bd*-infizierte, frisch metamorphosierte Geburtshelferkröte aus Aufzucht. Foto: S. Böll

Krankheitsausbrüche treten zudem häufig im Zusammenhang mit niedrigen Temperaturen während der Metamorphose auf, die das Pilzwachstum begünstigen und das Immunsystem der befallenen Tiere hemmen (J. BOSCH, pers. Mitteil.). Klimatische Bedingungen scheinen für die Entwicklung von Krankheitssymptomen und -ausbrüchen also eine zentrale Rolle zu spielen.



Abb. 3: Wasserfrosch als „Beifang“ in Wasserfalle. Foto: S. Böll

Wirtsspektrum von *Batrachochytrium dendrobatidis*

Systematische Untersuchungen zur Anfälligkeit verschiedener einheimischer Amphibienarten für den Erreger liegen bisher nicht vor, jedoch scheinen so gut wie alle Arten betroffen zu sein (OHST et al. 2011, SCHMIDT et al. 2009a). Molche scheinen grundsätzlich kein geringeres Infektionsrisiko als Anurenarten aufzuweisen (z.B. OHST et al. 2011, Tab.1). Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass zum einen verschiedene Entwicklungsstadien sehr unterschiedlich betroffen sein können, wobei Larval- und Metamorphosestadien im Normalfall einen wesentlich höheren *Bd*-Befall zeigen als Adulttiere (BRIGGS et al. 2010), zum anderen, dass je nach Zeitpunkt der Probenahme im Jahresverlauf in Abhängigkeit der herrschenden Temperaturen sehr unterschiedliche Prävalenzen (= prozentualer Anteil infizierter Tiere) innerhalb einer Art beobachtet werden (KRIGER & HERO 2007). Eigene Untersuchungen zeigen, dass in einem

Bd-belasteten Gewässer in der bayerischen Rhön diesjährige, im Herbst untersuchte *Alytes*-Quappen nur zu einem geringen Teil mit *Bd* infiziert waren, während überwinterte Quappen zu 100% *Bd*-positiv getestet wurden (BÖLL & HANSBAUER, unveröffentlicht). Unklar ist, inwieweit einheimische Amphibienarten, insbesondere des Wasserfrosch-Komplexes, krankheitsresistent sind und als „Reservoir“-Arten und damit als Vektoren dienen (OHST et al. 2011, WOODHAMS et al. 2012). Entsprechend muss deutlich zwischen beobachteten Infektionsraten und der Krankheitsanfälligkeit einzelner Arten unterschieden werden.

In der Schweiz wurde kein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *Batrachochytrium dendrobatidis* in *Alytes*-Populationen und deren Populationsentwicklung festgestellt, obwohl der Erreger weit verbreitet ist (TOBLER et al. 2012). Einzelaufzuchten von infizierten *Alytes*-Quappen zeigten variable, jedoch teilweise hohe Mortalitätsraten von 27% bis 90% in der Schweiz (TOBLER & SCHMIDT 2010) und von 50% bis 90% in Gruppenaufzuchten aus der bayerischen Rhön (BÖLL et al. 2012). Auch hier sind bisher keine Populations-einbrüche zu verzeichnen. Bisher ist unklar, ob und wie stark Chytridiomykose die Populationen beeinträchtigt. Auch in den Niederlanden und Belgien wurde kein Zusammenhang zwischen der Verbreitung des Erregers und dem Rückgang von Amphibienpopulationen festgestellt (MARTEL et al. 2011).

Übertragungswege von *Batrachochytrium dendrobatidis*

Die Übertragungswege ähneln sehr stark denen der Krebspest. Sie finden durch Wasseranhaftungen aus *Bd*-kontaminierten Gewässern statt: *Bd* kann durch infizierte Amphibien, durch Wasservögel (GARMYN et al. 2012) und *Bd*-infizierte Krebse (MCMAHON et al. 2012) verbreitet werden. Anthropogen können Verfrachtungen über feuchte Gummistiefel, Kescher, Wasserfallen und andere Gerätschaften erfolgen.

Vorsichtsmaßnahmen gegenüber *Bd*-Verbreitung

Auch wenn die natürliche Verbreitung des Erregers nicht unterbunden werden kann, sind Vorsichtsmaßnahmen zur Verbreitung von *Bd* unabdingbar, denn auch in Gebieten, wo der Erreger verbreitet ist, gibt es, häufig auch kleinräumig, *Bd*-unbelastete Gewässer, die Amphibien als wichtige Refugien dienen können (OHST et al. 2011, SCHMIDT et al. 2009a). Darüber hinaus ist völlig unbekannt, in welchen Populationen welcher *Bd*-Stamm vertreten ist, wie viele verschiedene endemische *Bd*-Stämme es gibt, und welche Virulenz sie in verschiedenen Gebieten und Höhenlagen aufweisen. Bei fahrlässigem Verhalten ohne Vorsichtsmaßnahmen können möglicherweise hochvirulente *Bd*-Stämme in Gewässer eingetragen werden, in denen der Erreger bisher nicht vorkam, oder es können

weniger virulente, endemische Stämme verdrängt oder durch Rekombination mit anderen Stämmen virulenter werden (FARRER et al. 2011). Wo in Europa durch *Bd* verursachte Populationszusammenbrüche aufgetreten sind, haben sich die Populationen nicht wieder erholt. Darüber hinaus wird diskutiert, dass Wechselwirkungen mit anderen Umweltbelastungen zu einer erhöhten Empfänglichkeit für *Bd*-Infektionen (DAVIDSON et al. 2007) bzw. umgekehrt *Bd*-Infektionen zu einer erhöhten Empfindlichkeit gegenüber anderen Stressfaktoren führen können.

In den vergangenen Jahren wurden in einigen Ländern entsprechende Maßnahmenkataloge erstellt, die verbindlich bei Amphibienuntersuchungen und –kartierungen beachtet werden müssen: z.B. Australien (2001/ 2004/ 2011), Frankreich/Kanada (2007), Schweiz (2009), Niederlande (2010). In Deutschland gibt es meines Wissens nur in Bayern entsprechende Vorschriften, die sich stark an den schweizer Vorgaben orientieren und hier beispielhaft vorgestellt werden sollen; eine entsprechende EU-Richtlinie ist in Bearbeitung (FISHER et al. 2012, www.bd-maps.eu).

Zu den einzelnen Vorsichtsmaßnahmen: Die sicherste und einfachste Methode *Bd* nicht zu verschleppen ist, (gesäuberte) Schuhe, Kescher und Wasserfallen nach einer Gewässerbegehung völlig durchtrocknen zu lassen und entsprechend mehrere „Sets“ zu besitzen. Das setzt auch voraus, dass man **schnell trocknende Wasserfallen** verwendet, die z. B. keine Klettverschlüsse besitzen und durch ihren Aufbau leicht auf vollständige Trockenheit zu überprüfen sind. Bei dem Einsatz von Fallen mit schwer zugänglichen Ecken und Winkeln besteht zudem die Gefahr, dass sehr leicht Wasserorganismen verschleppt werden, denen *Bd* anhaften kann. Darüber hinaus wird mit solchen Fallen häufig *Lemna spec.* verschleppt, deren Ausbreitung in bisher nicht betroffenen Gewässern zu einer herabgesetzten Phyto- und damit Zooplanktonproduktion führen kann (GELDDHAUSER & GERSTNER 2003). Entsprechend sind aus eigener Erfahrung runde Kleinfischreusen eckigen Reusen vorzuziehen.

Vorsichtsmaßnahmen bei der Kartierung von Amphibien

Der Pilz *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) als Erreger der Chytridiomykose, einer Amphibienkrankheit, die weltweit als einer der Ursachen für Populationsrückgang und das Verschwinden von Amphibienarten verantwortlich gemacht wird, ist nach neuesten Untersuchungen in Deutschland bei fast allen heimischen Amphibienarten nachgewiesen. Solange genauere Informationen zur Verbreitung und Auswirkung des Pilzes auf die heimischen Amphibien fehlen, sind deshalb bei Amphibienkartierung des LfU Vorsichtsmaßnahmen gegen eine ungewollte Verbreitung des Erregers durch die Kartierer gemäß den Vorschlägen von SCHMIDT et. al. (2009) zu ergreifen.

Als Desinfektionsmittel können Ethanol oder Virkon S verwendet werden. Javelwasser sollte nicht bzw. nur mit entsprechender Vorsicht verwendet werden, da schon geringe Mengen die ins Wasser gelangen zu 100 % Mortalität bei Kaulquappen führen können. Beim Kontakt mit verschiedenen Tieren innerhalb eines Gewässers müssen zwischendurch keine Desinfektionsmaßnahmen durchgeführt werden. Zum praktischen Vorgehen einige Auszüge aus der Arbeit von SCHMIDT et. al. 2009:

„Krankheitserreger können über Stiefel, Kescher, Fallen und andere Ausrüstungsgegenstände von Population zu Population verschleppt werden. Wenn pro Exkursion nur ein Amphibienstandort besucht wird, so ist die einfachste Maßnahme, Stiefel, Kescher und anderes Material, welches mit Amphibien oder Weierwasser in Kontakt gekommen ist, vor Ort gründlich mit Wasser zu reinigen. Da Bd eine Austrocknung nicht überlebt (JOHNSON et al. 2003, PIOTROWSKI et al. 2004), sollte das Material vor dem nächsten Einsatz gründlich getrocknet werden. Zu beachten ist, dass Stiefel und Material vollständig trocken sein müssen, also auch beispielsweise Schlamm, der an den Stiefelsohlen haften bleibt. Wenn die Amphibien mehrerer Gewässer zusammen eine biologische Population bilden, so ist Desinfektion nicht nach jedem einzelnen Gewässer notwendig. In der Praxis ist die räumliche Abgrenzung einer Population schwierig. Die Entscheidung, was zusammen gehört und was nicht, muss also jedem Feldherpetologen selbst überlassen bleiben. ... (Anmerkung LfU: Beispiele hierfür sind Teichketten oder Teichkomplexe, Gewässer die in geringer Entfernung zueinander liegen oder Gewässer innerhalb einer Abbaustelle).

*Wenn in kurzer Zeit mehrere Amphibienlebensräume besucht werden, so sollten Stiefel, Kescher und anderes Material nach jedem Standort erneut desinfiziert werden. ... In der feldherpetologischen Praxis haben sich drei Stoffe besonders bewährt und werden häufig eingesetzt: Javelwasser (4 % oder 1,8 g/l Natriumhypochlorit), Virkon S (2 g/l, Antec International – A DuPont Company, Sudbury, Großbritannien) oder 70 % Ethanol (Konzentrationen nach WEBB et al. 2007). ... Stiefel und Ausrüstung sollen in das Desinfektionsmittel eingetaucht werden. Bereits nach kurzen Einwirkungszeiten (weniger als eine Minute) führen alle drei Stoffe zur vollständigen Mortalität der Bd-Zoosporangien (Verbreitungsstadien). Im Feld, wo Desinfektionsmittel schnell verunreinigt werden, sind längere Einwirkungszeiten sinnvoll; DEJEAN et al. (2007) empfehlen Einwirkzeiten von bis zu zehn Minuten. ... Virkon S ist ein einfach zu transportierendes Pulver, welches bei Bedarf in Wasser gelöst werden kann, jedoch gelöst nur circa eine Woche haltbar ist. Experimente unter realistischen, naturnahen Bedingungen haben gezeigt, dass Virkon S keine negativen Auswirkungen auf Kaulquappen von *Rana temporaria* und *Bufo bufo* hat, selbst wenn große Mengen ins Wasser gelangen. „*

Virkon S wird als schädlich für Wasserorganismen eingestuft und darf daher nicht ins Gewässer gelangen. Weitere Informationen z. B. unter <http://www.karch.ch>

Vorgeschlagene Vorgehensweise:

- Stiefel vor der Desinfektion mit Bürste und Wasser von Schlamm etc. reinigen
- Stiefel etc. mit Ethanol einsprühen und dieses Einwirken lassen
- Alternativ Desinfektion mit Virkon S-Lösung in einer Wanne vornehmen
- Sauberes Wasser zum Abspülen des Virkon S von den Stiefeln etc. bereithalten
- Zuhause Stiefel/Kescher gründlich trocknen
- Zweitgarnitur von Stiefeln und Kescher für flexibles Arbeiten im Gelände bereithalten

Literatur:

SCHMIDT, FURRER, KWET, LÖTTERS, RÖDDER, SZTATECSNY, TOBLER & ZUMBACH, 2009: Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15 - Methoden der Feldherpetologie: 229-241.

Ein Erhitzen der Gerätschaften auf 60°C ist eine weitere einfache Methode, die sich zuhause gut, aber bei längeren Freilandaufenthalten meist nicht anwenden lässt. Nur in Ausnahmefällen sollten Desinfektionsmittel eingesetzt und im Anschluß die desinfizierten Schuhe und Gerätschaften in sicherer Entfernung zu Gewässern mit Wasser abgespült werden. 70% Alkohol eignet sich nur für kleine Gegenstände. Javelwasser ist hochgiftig für Amphibien und darf keinesfalls in der Nähe der Untersuchungsgewässer angewendet werden. Schon kleinste Konzentrationen, die in ein Gewässer gelangen, sind für Amphibien tödlich (SCHMIDT et al. 2009a). Das gilt natürlich auch für Anhaftungen an Wasserfallen und Keschern. Zudem nimmt der Wirkungsgrad von Javelwasser mit zunehmender Verunreinigung ab. Von Virkon S scheint in der empfohlenen Konzentration für Kaulquappen keine Gefahr auszugehen (SCHMIDT et al. 2009b, HANGARTNER & LAURILA 2012); für Molchlarven liegen keine Untersuchungen vor. Der Hersteller stuft Virkon S als giftig für Wasserorganismen ein. Das dürfte neben Fischen vor allem Zooplankton betreffen, so dass auch hier größte Vorsicht geboten ist: Zooplankton stellt nicht nur die Nahrungsgrundlage verschiedener Molchlarven dar, sondern ist möglicherweise auch ein wichtiger Gegenspieler von *Bd*. Laboruntersuchungen zeigen, dass Daphnien sich von *Bd* ernähren und ihre Zoosporendichte verringern können (BUCK et al. 2011, WOODHAMS et al. 2011). SCHMIDT et al. (2009b) haben allerdings in einem Mesokosmosversuch keinen negativen Effekte von Virkon S auf die Zooplanktonabundanz gefunden.

Beim Leeren von Wasserfallen sollte man mit bloßen Händen arbeiten, da Kaulquappen nachgewiesenermaßen sehr empfindlich auf Plastikhandschuhe reagieren und durch den Hautkontakt vor allem mit Latexhandschuhen sterben können (CASHINS et al. 2008). Bei frisch metamorphosierten und adulten Amphibien sind keine Beeinträchtigungen bekannt.

Fazit

Da wir bisher sehr wenig darüber wissen, wie gefährlich der Chytridpilz in unseren Breiten ist, welche Stämme bei uns vorkommen und wie weit der gefährliche *Bd*GPL-Stamm verbreitet ist, sollten wir als Biologen alles dafür tun, dass wir **nicht** zur Verbreitung dieser Krankheit beitragen.

Literatur

- ADAMS, M. J., GALVAN, S., SCALERA, R., GRIECO, C. & R. SINDACO (2008): *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibian populations in Italy. *Herpetological Review* **39**: 324-326.
- BÖLL, S., TOBLER, U., GEIGER, C. C., HANSBAUER, G. & B. R. SCHMIDT (2012): The amphibian chytrid fungus in Bavarian populations of *Alytes obstetricans*: past absence, current presence, and metamorph mortality. *Amphibia-Reptilia* **33**: 319-326.
- BOSCH, J., MARTINEZ-SOLANO, I. & M. GARCIA-PARIS (2001): Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation* **97**: 331-337.

- BOSCH, J., CARRASCAL, L. M., DURÁN, L., WALKER, S. & M. C. FISHER (2007): Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proc. R. Soc. B* **274**: 253-260.
- BRIGGS, C. J., KNAPP, R. A. & V. T. VREDENBURG (2010): Enzootic and epizootic dynamics of the chytrid fungal pathogen of amphibians. *PNAS* **107**: 9696-9700.
- BUCK, J. C., TRUONG, L. & A. R. BLAUSTEIN (2011): Predation by zooplankton on *Batrachochytrium dendrobatidis*: biological control of the deadly amphibian chytrid fungus? *Biodiversity and Conservation* **20**: 3549–3553. doi:10.1007/s10531-011-0147-4.
- CASHINS, S. D., ALFORD, R. A. & L. F. SKERRATT (2008): Lethal effects of latex, nitrile, and vinyl gloves on tadpoles. *Herpetological Review* **39**: 298-301.
- CUNNINGHAM, A. A., GARNER, T. W. J., AGUILAR-SANCHEZ, V., BANKS, B., FOSTER, J., SAINSBURY, A. W., PERKINS, M., WALKER, S. F., HYATT, A. D. & M. C. FISHER (2005): Emergence of amphibian chytridiomycosis in Britain. *Veterinary Record* **157**: 386-387.
- DAVIDSON, C., BENARD, M.F., SHAFFER, H. B., PARKER, J. M., O'LEARY, C., CONLON, J. M. & L. A. ROLLINS-SMITH (2007): Effects of chytrid and carbaryl exposure on survival, growth and skin peptide defenses in foothill yellow-legged frogs. *Environmental Science and Technology* **41**: 1771-1776.
- FARRER, R. A., WEINERT, L. A., BIELBY, J., GARNER, T. W. J., BALLOUX, F., CLARE, F., BOSCH, J., CUNNINGHAM, A. A., WELDON, C., DU PREEZ, L. H., ANDERSON, L., KOSAKOVSKY POND, S. L., SHAHAR-GOLAN, R., HENK, D. A. & M. C. FISHER (2011): Multiple emergences of genetically diverse amphibian-infecting chytrids include a globalised hypervirulent recombinant lineage. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* **108**: 18732-18736.
- FISHER, M. C., GARNER, T. W. J. & S. F. WALKER (2009): Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time and host. *Annu. Rev. Microbiol.* **63**: 291-310.
- FISHER, M. C., SCHMIDT, B. R., HENLE, K., SCHMELLER, D., BOSCH, J., AANESEN, D. M., MIAUD, C. & T. W. J. GARNER (2012): RACE: risk assessment of chytridiomycosis to european amphibian biodiversity. *Froglog* **101**: 45-47.
- GARMYN, A., VAN ROOIJ, P., PASMANS, F., HELLEBUYCK, T., VAN DEN BROECK, W., HAESBROUCK, F. & A. MARTEL (2012): Waterfowl : potential environmental reservoirs of the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Plos ONE* **7**: e35038. doi:10.1371/journal.pone.0035038
- GARNER, T.W.J., WALKER, S., BOSCH, J., HYATT, A.D., CUNNINGHAM, A.A. & M. C. FISHER (2005): Chytrid fungus in Europe. *Emerging infectious diseases* **11**: 1639-1641.
- GASCON, C., COLLINS, J. P., MOORE, R. D., CHURCH, D. R., MCKAY, J. E. & J. R MENDELSON (eds). (2007): *Amphibian Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 64 S.
- GELDHAUSER, F. & P. GERSTNER. (2003): *Der Teichwirt*. Parey Verlag. 276. S.
- GOKA, K., YOKOYAMA, J., UNE, Y., KUROKI, T., SUZUKI, K., NAKAHARA, M., KOBAYASHI, A., INABA, S., MIZUTANI T. & A. D. HYATT (2009): Amphibian chytridiomycosis in Japan: distribution, haplotypes and possible route of entry into Japan. *Mol Ecol* **18**: 4757-4774.
- HANGARTNER, S. & A. LAURILA (2012): Effect of the disinfectant Virkon S on early life-stages of the moor frog (*Rana arvalis*). *Amphibia-Reptilia* **33**: 349-353.
- JOHNSON, M. L. & R. SPEARE (2003): Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and disease control implications. *Emerging Infectious Diseases* **9**: 922-925.
- JOHNSON, M. L., BERGER, L., PHILIPS, L. & R. SPEARE (2003): Fungicidal effects of chemical disinfectants, UV light, desiccation and heat on the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Dis. Aquat. Org.* **57**: 255-260.

- JOHNSON, M. L. & R. SPEARE (2005): Possible modes of dissemination of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* in the environment. *Dis. Aquat. Org.* **65**: 181–186.
- KILPATRICK, A. M., BRIGGS, C. J. & P. DASZAK (2009): The ecology and impact of chytridiomycosis: an emerging disease of amphibians. *TREE* **1170**: 1-10.
- KRIGER, K. M. & J.-M. HERO (2007): Large-scale seasonal variation in the prevalence and severity of chytridiomycosis. *J. Zool.* **271**: 352-359.
- MARTEL, A., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., ZOLLINGER R., ROOIJ VAN, P., HAESEBROUCK F. & F. PASMANS (2011): Chytridiomycosis in the Netherlands and Belgium: what can we expect? *Pianura* **27**: 136.
- MCMAHON, T., A., BRANNELLY, L. A., CHATFIELD, M. W. H., JOHNSON, P. T. J., JOSEPH, M. B., MCKENZIE V. J., RICHARDS-ZAWACKI, C. L., VENESKY, M. D. & J. R. ROHR (2012): Chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* has nonamphibian hosts and releases chemicals that cause pathology in the absence of infection. *PNAS* doi:10.1073/pnas.1200592110.
- OHST, T., GRÄSER, Y., MUTSCHMANN, F. & J. PLÖTNER (2011): Neue Erkenntnisse zur Gefährdung europäischer Amphibien durch den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **18**: 1-17.
- OUELLET, M., MIKAEILIAN, I., PAULI, B., RODRIGUE, J. & D. M. GREEN (2004): Historical evidence of widespread chytrid infection in North American populations. *Conservation Biology* **19**: 1431-1440.
- OUELLET, M., DEJEAN, T. & P. GALOIS (2012): Occurrence of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in introduced and native species from two regions of France. *Amphibia-Reptilia* **33**: 415-422.
- PIOTROWSKI, J. S., ANNIS, S. L. & J. E. LONGCORE (2004): Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians. *Mycologia* **96**: 9-15.
- SCALERA, R., AADAMS, M. J. S. GALVAN (2008): Occurrence of *Batrachochytridium dendrobatidis* in amphibian populations in Denmark. *Herpetological Review* **39**: 199-200.
- SCHMIDT, B. R., FURRER, S., KWET, A., LÖTTERS, S., RÖDDER, D., SZTATECSNY, M., TOBLER, U & S. ZUMBACH (2009a): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B., WEDDELING, K. (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie. Z. f. Feldherpetologie, Supplement* **15**: 229-241.
- SCHMIDT, B. R., GEISER, C., PEYER, N., KELER, N. & M. VON RÜTTE (2009b): Assessing whether disinfectants against the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* have negative effects on tadpoles and zooplankton. *Amphibia-Reptilia* **30**: 313-319.
- SZTATECSNY, M. & F. GLASER (2011): From the eastern lowlands to the western mountains: first records of the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in wild amphibian populations from Austria. *Herpetological Journal* **21**: 87-90.
- TOBLER, U. & B. R. SCHMIDT (2010): Within- and among-population variation in chytridiomycosis-induced mortality in the toad *Alytes obstetricans*. *PLoS ONE* **5**: e10927. doi: 10.1371/journal.pone.0010927.
- TOBLER, U., BORGULA, A. & B. R. SCHMIDT (2012): Populations of a susceptible amphibian species can grow despite the presence of a pathogenic chytrid fungus. *PLoS ONE* **7**: e34667. doi:10.1371/journal.pone.0034667.
- VENESKY, M. D., PARRIS, M. J. & R. ALTIG (2010): Pathogenicity of *Batrachochytrium dendrobatidis* in larval ambystomatid salamanders, *Herpetological Conservation and Biology* **5**: 174-182.
- WALKER, S. F., BOSCH, J., GOMEZ, V., GARNER, T. W. J., CUNNINGHAM, A. A., SCHMELLER, D. S., NINYEROLA, M., HENK, D. A., GINESTET, C., ARTHUR, C.-P. & M. C. FISHER (2010): Factors driving pathogenity vs. prevalence of amphibian panzootic chytridiomycosis in Iberia. *Ecology letters* **13**: 372-382.

- WOOD, C., GRIFFITHS, R. A. & L. SCHLEY (2009): Amphibian chytridiomycosis in Luxembourg. Bull. Soc. Nt. Luxemb. **110**: 109-114.
- WOODHAMS D. C., ALFORD, R. A., BRIGGS, C. J., JOHNSON, M. & L. A. ROLLINS-SMITH (2008): Life-history trade-offs influence disease in changing climates: strategies of an amphibian pathogen. Ecology **89**: 1627-1639.
- WOODHAMS D. C., BOSCH, J., BRIGGS, C. J., CASHINS, S., DAVIS, L. R., LAUER, A., MUTHS, E., PUSCHENDORF, R., SCHMIDT, B. R., SHEAFOR, B. & J. VOYLES (2011): Mitigating amphibian disease: strategies to maintain wild populations and control chytridiomycosis. Frontiers in Zoology **8**: 8. doi:10.1186/1742-9994-8-8.
- WOODHAMS, D. C., BIGLER, L. & R. MARSCHANG (2012): Tolerance of fungal infection in European water frogs exposed to *Batrachochytrium dendrobatides* after experimental reduction of innate immune defence. BMC Veterinary Research **8**: 197.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Susanne Böll
Fachbüro für Freilandökologie und Naturschutz
In der Setz 10
97218 Gerbrunn

E-mail: susanneboell@gmail.com

Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfallen bei Amphibienerfassungen

Andreas Kronshage (Recke), Martin Schlüpmann (Hagen/Oberhausen),
Christian Beckmann (Herten), Klaus Weddeling (Eitorf),
Arno Geiger (Recklinghausen), Manfred Haacks (Hamburg)
& Susanne Böll (Gerbrunn)

Summary

Recommendations for the use of funnel traps in amphibian surveys

The use of funnel traps has become a standard method for monitoring amphibians, especially for adult newts. Frequently, monitoring obligations for the Great crested newt (*Triturus cristatus*), a species from the Annex II and IV of the Habitat directive, are fulfilled by funnel trap application.

Different funnel trap models are available, such as bucket traps, box funnel traps, bottle traps and collapsible nylon traps. Sometimes other models with an interior light are used.

The advantages and disadvantages of the different types of funnel trap are described such as their catch rate and handling characteristics. Recommendations are made for their use with respect to trap position in a water body, materials of construction, the frequency and duration of deployment and basic information on good practice. Advice is given on the limitations of the methods, how to optimise all these aspects and also on how to analyse capture data.

It would be desirable to standardise survey methods across all federal states in Germany but with the variety of different traps in use a national standard for monitoring programs is difficult to achieve. Some recommendations are made here along with suggestions for further study. Many questions remain open for further research.

Zusammenfassung

Bei der Erfassung von Amphibien, vor allem von adulten Molchen, werden seit einigen Jahren Wasserfallen eingesetzt. Sehr häufig wird diese Methode angewendet, um z. B. den Kammmolch (*Triturus cristatus*) im Rahmen der FFH-Artenerfassung nachzuweisen oder auch ein Amphibienmonitoring durchzuführen. Zum Einsatz kommen unterschiedliche Modelle, z. B. Eimer-, Kasten-, Flaschen- und Kleinfischreusen, weniger häufig Schachtelfallen oder auch Fallenmodelle mit Beleuchtung. Die Vor- und Nachteile der verschiedenen Fallentypen werden aufgezeigt. Sie sind z. B. unterschiedlich fängig oder transportierbar. Es wird eine Übersicht über die Fallentypen gegeben, mit Empfehlungen,

wie diese Fallen am besten eingesetzt werden. Das betrifft z. B. den Ort der Fallenauslage, die Expositionsfrequenz und -dauer in einem Gewässer. Wenn notwendig, werden Optimierungsvorschläge zur Methode und zum Material angeführt. Dabei wird auch auf die Grenzen der Erfassung und die Möglichkeiten zur Bewertung der Fangergebnisse eingegangen. Wünschenswert ist eine Standardisierung der Methode, um Ergebnisse aus den nationalen Monitoringprogrammen und anderen Kartierungen vergleichbar zu machen. So wird z. B. in den verschiedenen Bundesländern immer noch unterschiedlich beim FFH-Artenmonitoring (Kammolch) vorgegangen.

Um eine gute fachliche Praxis beim Umgang mit Wasserfallen zu gewährleisten, werden auch grundsätzliche Hinweise zum Umgang mit den Fallen gegeben. Die Empfehlungen sollen einerseits eine Hilfestellung für die Praxis geben, andererseits auch Anregungen zur Weiterbeschäftigung mit dem Thema. Nicht in allen Punkten können die Empfehlungen als abschließend betrachtet werden, da teilweise noch Diskussions- und Forschungsbedarf besteht.

1 Der Einsatz von Wasserfallen – eine Methode von zunehmender Bedeutung

Der Einsatz von Wasserfallen zum Nachweis von Amphibien und zur Quantifizierung ihrer Populationen ist ein in den letzten Jahren verstärkt diskutiertes Thema. Insbesondere beim Monitoring der FFH-Art Kammolch (*Triturus cristatus*, Anhang II und IV der europäischen Fauna-Flora-Habitatrichtlinie), aber auch zum Nachweis von anderen Amphibien im Rahmen von gutachterlichen und ehrenamtlichen Kartierungen, werden zunehmend Wasserfallen eingesetzt. Die Wasserfallen, als Lebendfallen konstruiert, dienen vor allem zum Nachweis der adulten Molche und ihrer Larven in der aquatischen Phase, daneben auch überwiegend der Larvenstadien einiger anderer Amphibienarten.

Ein wichtiger methodischer Ansatz im Naturschutz ist die Standardisierung und Harmonisierung der nationalen Monitoringprogramme, um die Vorgaben nationaler Berichtspflichten, z. B. der FFH-Richtlinie, zu erfüllen und Amphibien in fachlich fundierter Form zu erfassen. Mit den vorliegenden Empfehlungen sollen Anregungen zur weiteren Entwicklung und Optimierung der Methoden und Materialien gegeben werden. Zudem werden der Stand der Diskussion und zugleich die Grenzen für allgemein anwendbare Empfehlungen aufgezeigt. Es fehlt bisher für viele Fallentypen eine einfache „Gebrauchsanweisung“ für die gute fachliche Praxis mit den verschiedenen Typen von Wasserfallen, z. B. zur richtigen Auslage in einem Gewässer. Die Empfehlungen sollen dazu beitragen, diese Lücke in Teilen zu schließen. Den Einsatz von Flaschen- und Eimerreusen hat vor allem SCHLÜPMANN (2007, 2009, 2014) ausführlich beschrieben. Umfangreiche methodische Aspekte und Fallenvergleiche finden sich unter anderem auch bei SCHLÜPMANN & KUPFER (2009). Zudem gibt GLANDT (2014) eine Stand-

ortbestimmung zum Einsatz von Wasserfallen als Hilfsmittel bei der Amphibien-erfassung.

Wünschenswert wäre zukünftig eine Standardisierung der Fallenmethoden, um Ergebnisse aus dem landes- und bundesweiten Artenmonitoring und aus anderen Kartierungen vergleichbar zu machen. Für das FFH-Artenmonitoring (Kammolch) liegen bundesweite Methodenempfehlungen vor (PAN & ILÖK 2010a, b). Diese sind jedoch in einigen Punkten zu optimieren und konkretisieren (Abschnitt 3.4).

In den Bundesländern wird mit unterschiedlichen Fallenmethoden im Kammolch-Monitoring gearbeitet. Für diese Art ist dabei der Einsatz von Wasserfallen teilweise in einigen Bundesländern vorgeschrieben (u. a. LWF & LFU 2009, BOCK et al. 2009, HAACKS et al. 2009). Einige Beispiele seien genannt: In Hessen wird die Gaze-Kastenreuse eingesetzt, in Schleswig-Holstein wurde von 2003 bis 2006 mit Kleinfischreusen und PET-Flaschenfallen kartiert, seit 2007 nur noch mit Kleinfischreusen (HAACKS & DREWS 2008, HAACKS et al. 2009, HAACKS 2014). In Bayern und Baden-Württemberg werden neben dem vorgegebenen Keschern und Ausleuchten an ausgewählten Standorten ebenfalls Kleinfischreusen eingesetzt, in Nordrhein-Westfalen wird die Kombination von ORTMANN-Eimerreuse und Flaschenreusen empfohlen (GEIGER 2014). Für alle anderen FFH-Amphibienarten wird zur Zeit kein Wasserfalleneinsatz empfohlen.

Aus (Mittel)Europa liegt nur eine relativ kleine Anzahl von Dokumentationen über den Einsatz von Wasserfallen im Rahmen des FFH-Monitorings und anderer Untersuchungen vor (vgl. dazu die Bibliografie von KRONSHAGE & GLANDT 2014b).

Die Diskussion mit Fachleuten und Praktikern, unter anderem auf einer Wasserfallen-Tagung im Mai 2012 (Außenstelle Heiliges Meer / LWL-Museum für Naturkunde, Recke, Nordrhein-Westfalen) und einem daraus folgenden Wasserfallen-Workshop im Oktober 2012 (LWL-Museum für Naturkunde, Münster) zeigt, dass das Thema teilweise kontrovers diskutiert wird. Die Verwendung bekannter Fallenmodelle, Optimierungen und neue Fallenmodelle führen zu einem Diskussionsbedarf und offenen Fragen, beispielsweise hinsichtlich der Interpretation der Fangergebnisse.

In die vorliegenden Empfehlungen mit eingeflossen sind auch Anregungen aus einer Expertenbefragung, die im Vorfeld des Workshops durchgeführt wurde. Mit Blick auf die Erarbeitung einer Handlungsempfehlung sollten bei der Expertenbefragung folgende Fragen beantwortet werden, die das breite Spektrum des Diskussionsstandes zeigen:

- Fallentyp: Welcher Fallentyp wird bevorzugt und warum (Vorteile, evtl. Nachteile).
- Fallenausbringung: Wie viele Fallen sollen (je Flächeneinheit) in einem Gewässer ausgebracht werden? Welche Standardisierung könnte dabei zugrun-

degelegt werden, z. B. eine Falle je 20 Meter Uferlänge oder je 100 m² Oberfläche?

- Expositionsfrequenz in einer Fangsaison: Wie viele Durchgänge pro Gewässer (Fallennächte) sind notwendig und in welcher Zeitspanne?
- Expositionsdauer: Wie lange sollen die Fallen in einer Fangnacht im Gewässer exponiert sein?
- Ort der Fallenauslage: An welchen Stellen im Gewässer sollen die Fallen ausgelegt werden?

An der Expertenbefragung haben die folgenden Personen teilgenommen:

Dr. Susanne Böll (Gerbrunn), Christian Beckmann (Herten), Arno Geiger (Recklinghausen), Dr. Dieter Glandt (Ochtrup), Christian Göcking (Münster), Dr. Manfred Haacks (Hamburg), Wolfgang Herzog (Kassel), Dr. Andreas Kronshage (Recke), Benedikt von Laar (Klein Görnow), Sascha Schleich (Idar-Oberstein), Martin Schlüpmann (Hagen/Oberhausen), Detlef Schmidt (Fritzlar), Klaus Weddeling (Eitorf), Franziska Werba (Hinterbrühl, Österreich).

Hilfreich bei der Erstellung der vorliegenden Empfehlungen waren auch die mittlerweile vorhandenen ersten praktischen Erkenntnisse im Umgang mit Wasserfällen von Fachkollegen, die u. a. im Rahmen der Untersuchungen in der FFH-Berichtspflichtphase (2007 bis 2012, Schleswig-Holstein auch 2003 bis 2006) und weiterer Amphibienerfassungen gemacht wurden.

Um eine aktuelle Übersicht über den Einsatz von Wasserfällen zu erhalten, werden im Abschnitt 2 die verschiedenen Fallentypen vorgestellt. Alle Fallentypen haben Vor- und Nachteile. Sie sind z. B. unterschiedlich fängig oder unterschiedlich gut zu transportieren. Wenn möglich, werden auch Optimierungen der Fallen aufgezeigt. In Abschnitt 3 werden Empfehlungen für den praktischen Einsatz gegeben. Offene Fragen und weitere Anregungen sind in Abschnitt 4 angeführt.

Die vorliegenden Empfehlungen sollen einerseits eine Hilfestellung zugleich aber auch zahlreiche Anregungen und Denkanstöße zum Umgang mit Wasserfällen in der Praxis geben.

Aufgrund anhaltender Diskussionen und des Erkenntnisgewinns aus weiteren Untersuchungen mit Wasserfällen sind die Empfehlungen zum praktischen Umgang mit Wasserfällen nicht in allen Punkten als abschließend zu betrachten.

2 Die verschiedenen Fallentypen – Einsatzbereiche, Vor- und Nachteile

2.1 Fallentypen nach ihrer Bauweise

Alle Fallentypen, die zurzeit im Einsatz sind, haben Vor- und Nachteile (vgl. dazu auch SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2011, 2014). Die verwendeten Wasserfallen sollten idealerweise die folgenden Eigenschaften haben:

- gut fängig
- durchlässig (z. B. Gaze, Netztuch, Gitter, Perforierungen) um einen Wasseraustausch mit der Umgebung zu gewährleisten und eine künstliche Aufheizung des Falleninnenraumes zu minimieren
- einfach und günstig selber herzustellen oder im Handel preisgünstig zu erwerben, wenig reparaturanfällig, aus langlebigem Material
- schnell trocknend, dadurch Verringerung der Übertragungsgefahr des Chytridpilzes
- platzsparend und leicht zu transportieren im Auto und im Gelände
- einfach zu handhaben mit einem geringen Aufwand beim Auslegen und Leeren
- tierschonend und sicher gegenüber Manipulationen durch Dritte.

Die Fallentypen werden im Folgenden dargestellt und die wichtigsten Vor- und Nachteile angeführt. Eine Übersicht gibt Tabelle 1. Die Vielfalt von verwendeten Fallentypen zeigt Abbildung 1.

Sofern im Text und in der Tabelle Preisangaben gemacht werden ist zu berücksichtigen, dass es sich um ungefähre Angaben handelt, die sich über die Jahre aus verschiedenen Gründen ändern können. Auch die genannten Bezugsadressen können sich ändern.

In der Literatur, in Untersuchungsberichten und Gutachten finden sich für die einzelnen Fallentypen manchmal unterschiedliche Bezeichnungen. Sofern nicht nur eine Bezeichnung überwiegend üblich ist, werden weitere Bezeichnungen erwähnt.

Je nach Typ werden die Fallen in flacheren Uferbereichen oder in etwas tieferen Gewässerbereichen exponiert. Unter den Fallen befinden sich sowohl Schwimmfallen als auch auf dem Gewässerboden im flachen Uferbereich mit einem Luftvolumen im Kontakt zum Luftraum befestigte Wasserfallen. Die verwendeten Baumaterialien sind sehr unterschiedlich. So gibt es Fallen aus durchlässigem Material, z. B. Geflechte bei Netz-, Plastik- oder Metallreusen, oder aus Plastikmaterial, welches noch perforiert werden muss, wie bei Eimer- und Flaschenreusen. Ein großer Vorteil von durchlässigem Material ist die Möglichkeit des Wasseraustausches und keine zusätzlich erhöhte Aufheizung der Falle bei starker Sonneneinstrahlung.

Im Handel erworbene Fallentypen ohne Schwimmhilfen, z. B. Kleinfischreusen, sollten nachträglich mit Schwimmhilfen versehen werden.



Abb. 1: Beim Fang von Amphibien, vor allem von Molchen, kommen unterschiedliche Fallentypen zum Einsatz. Obere Reihe (von links nach rechts): Vierkammerreuse, Schachtelfallen (flaches und hohes Modell), Eimerreuse, Gaze-Kastenreusen (Modell I und II). Darunter: Beutel-Box-Falle, zusammensteckbare Minnow Traps, Flaschenfalle, zusammenfaltbare Kleinfischreusen, Stellrahmen-Kastenreuse. Foto: A. Kronshage

Tab. 1: Übersicht über die Wasserfallentypen mit Angaben zur Konstruktion und Herstellung.

Fallentyp	Anzahl Fangtrichter	Maße [cm]	Trichteröffnung außen [cm]	Trichteröffnung innen [cm]	Maschen- oder Gitterweite [mm]	Material	Vertrieb	Euro
BIM-Trichterreuse	2	50 x 30 x 30	30 x 30	10 x 6	5	Metall (Rahmen), Netz	Eigenbau, Material Handel	Materialkosten ca. 50,00 plus Schweiß- und Näharbeiten
Gaze-Kastenreuse (Modell I / Henf-Reuse) bzw. Modell II)	2	50 x 30 x 30	20 x 20	4 x 4	4 x 4	Plastik	Handel	23,00 ¹ bzw. 58,00
Ortmann-Eimerreuse	4 bis 5	35 x 25 x 25	9	2	keine ²	Plastik	Eigenbau, Material Handel	ca. 6,00 ¹
Flaschenfalle	1	30 Länge	9	2	keine ²	Plastik	Eigenbau, Material Handel	ca. 0,50 ¹
Kleinfischreusen, zusammenfaltbar								
Jenzi-Kleinfischreuse	2	39 x 17,5	17,5	5	2 x 2	Metall (Rahmen), Netz	nicht mehr erhältlich	ohne Angabe
Behr-Kleinfischreuse	2	47 x 23	23	6 ³	2 x 2	Metall (Rahmen), Netz	Handel	ca. 8,00
Cormoran-Kleinfischreuse	2	55 x 30 (rund)	30	6	5 x 5	Metall (Rahmen), Netz	Handel	ca. 14,00
andere Kleinfischreusen⁴	2	verschied. Größen	verschied. Größen	verschied. Größen	verschied. Größen	i.d.R. Metall (Rahmen), Netz	Handel	ca. 4,00-10,00
Kleinfischreusen, zusammensteckbar⁵								
Minnow Trap G48⁵	2	42 x 22,5	19	2	3 x 3	Metall, galvanisiert	Handel (Nordamerika)	ca. 30,00 ¹
Minnow Trap G40 opt.⁵	2	42 x 22,5	19	2	5 x 5 ⁶	Metall, kunststoffbeschichtet	Handel (Nordamerika)	ca. 50,00 inkl. Nachbehandlung
weitere Fallentypen								
Schachtelfallen, Röhrenfallen, Beutel-Box-Fallen, Lichtfallen u. a.	variabel, oft 4	verschied. Größen	verschied. Größen	verschied. Größen	i.d.R. keine	i.d.R. Plastik	Eigenbau, Material Handel	verschied.

- 1 plus Arbeitskosten (Arbeitszeit): Der Zeitaufwand zur Herstellung einer Flaschenfalle bzw. Optimierung einer Minnow Trap G48 ist relativ gering.
- 2 Plastikwände mit kleinen Lochbohrungen für die Luftzufuhr (Flaschenfallen) oder den Wassereinlauf bzw. -auslauf sowie im Deckel für die Luftzufuhr (Eimerfallen). Die kleinen Lochbohrungen sollten einen Durchmesser von 1 bis 2 mm haben, da sonst die Gefahr besteht, dass u. a. sehr junge Molchlarven stecken bleiben.
- 3 Durch in die Öffnung hereinragendes Netzmaterial, bei unsauberer Verarbeitung, ist der Durchmesser stellenweise verkleinert (4 bis 6 cm Durchmesser).
- 4 Große Qualitätsunterschiede; nur geeignet, wenn die innere Trichteröffnung nicht größer als ca. 5 cm im Durchmesser ist und die Maschenweiten nicht größer als etwa 3 mm sind. Ideale Maschenweiten wären 1 bis 2 mm. Sehr günstige Kleinfischreusen sind in der Verarbeitung oft schlecht.
- 5 Aufgeführt sind nur die zum Fang von Amphibien geeigneten Modelle (siehe KRONSHAGE & GLANDT 2014a).
- 6 Die ursprüngliche Gitterweite muss von 6 x 6 mm auf mindestens 5 x 5 mm (besser: 2 bis 3 mm) optimiert werden.

2.1.1 Flaschenreuse

Flaschenreusen sind weltweit der am häufigsten eingesetzte Fallentyp (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN 2014). Die Ursprünge reichen bis in die 1970er Jahre zurück. Speziell für den Fang von Käfern werden sie seit langem sehr erfolgreich verwendet. In Europa hat GRIFFITHS (1985) sie erstmals für den Fang von Molchen propagiert. In den ersten 20 Jahren wurden sie ausschließlich als Unterwasserfallen (zumeist ohne Luftvolumen) eingesetzt (vgl. auch KÜHNEL & RIECK 1988). Ihre Konstruktion beschränkte sich auf einen umgekehrt in den Flaschentorso gesteckten Flaschenhals.

Deutliche Verbesserungen und eine andere Art des Einsatzes hat SCHLÜPMANN (2007, 2009, 2014) vorgestellt. Flaschenreusen werden aus stabilen, handelsüblichen 1,5-Liter PET-Flaschen (am besten Pfandflaschen) hergestellt (Abb. 2). In eine am Boden abgeschnittene Flasche wird der Flaschenhals einer anderen Flasche mit der Flaschenöffnung nach innen gesteckt und mit Draht (Blumenbindendraht, Kabelbinder) am Flaschentorso befestigt. In die Flaschenreuse werden rundherum kleine Löcher (mindestens auf einer Seite) gebohrt. Im Bereich des Flaschenhalses, der bei der Auslage der Flasche aus dem Wasser ragt, dienen diese Löcher dem Luftaustausch. Zum Leeren der Flaschenreuse wird der Flaschenverschluss geöffnet und der Inhalt in ein geeignetes, flexibles Küchen-Plastiksieb gekippt (siehe SCHLÜPMANN 2014).

Die Flaschenreusen sind leicht und platzsparend zu transportieren, zudem mit ca. 50 Cent Flaschenpfand für zwei Flaschen sehr preiswert. Eine Flaschenreuse hat einen Fangtrichter (Varianten mit zwei Öffnungen halten wir für ungeeignet). Die Flaschenfallen werden in Dreiergruppen im Abstand von 10 bis 100 Zentimeter im flachen Uferbereich tieferer oder auch flacher Gewässer in schräger Lage mit der Trichteröffnung unter Wasser ausgelegt (Abb. 3). Dabei ragt der obere, perforierte Bereich mit dem Flaschenhals in die Luft. Die Flaschen in einer Dreiergruppe zeigen nach Möglichkeit in unterschiedliche Rich-

tungen, z. B. zwei davon etwa uferparallel, eine senkrecht dazu in Richtung des tiefen Wassers.

Um ein Abdriften der Flaschenreusen zu vermeiden, werden sie mit zwei kleinen Holzstäbchen (Blumensteckhölzer) fixiert. Die Hölzchen werden dabei gegenläufig, schräg und eng über die Flasche in den Untergrund gesteckt. So wird die Flasche an den Grund gedrückt. Die Auslage der Flaschenreusen in Dreiergruppen hat den Vorteil des schnellen Wiederfindens. Mit ein wenig übergelegter Vegetation können die Reusen ggf. getarnt und beschattet werden. Dabei ist darauf zu achten, dass die Löcher in der Reusenwand nicht verstopft werden.

Perforierte Flaschenreusen dürfen nicht unter Wasser ausgelegt werden, da hier der Kontakt zur Luft fehlt. Den Empfehlungen zur Auslage im flachen Uferbereich sollte grundsätzlich gefolgt werden (SCHLÜPMANN 2009, 2014). Auch die Verwendung schwimmender Flaschenfallen ist möglich (ESSER 1997, SCHLÜPMANN 2014). Bei schräger Stellung nicht perforierter Flaschenfallen kann im hinteren, nach oben gerichteten Bereich ein Luftvolumen verbleiben, wodurch ein Unterwassereinsatz ermöglicht wird. BERGER (2000) setzte Flaschen mit Luftvolumen am Gewässergrund ein. Die in früheren Arbeiten beschriebene Auslage von Flaschenfallen am Gewässergrund ohne Luftvolumen (z. B. GRIFITHS 1985) wird dagegen abgelehnt. In einer abgewandelten Form können, z. B. bei speziellen Untersuchungen, mehrere an einem Stab befestigte, übereinander angeordnete Flaschenreusen mit Luftvolumen eingesetzt werden (BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Weitere Varianten stellt SCHLÜPMANN (2014) vor.

Die Flaschenreusen sind im flachen Uferbereich und bezogen auf die Anordnung in einer Dreiergruppe sehr gut fängig. Vor allem für Bergmolche, Fadenmolche, Teichmolch-Weibchen und fast alle Amphibienlarven werden damit beste Ergebnisse erzielt (SCHLÜPMANN 2009, 2014). Das Setzen der relativ kleinvolumigen Flaschenfallen muss mit größter Sorgfalt und darf nur über Nacht erfolgen, um Mortalität zu vermeiden. Bei Sonneneinstrahlung besteht die Gefahr, dass sich der kleinvolumige Innenraum stark aufheizt, was ein Stressfaktor für die gefangenen Tiere ist. Aus diesem Grund müssen die Flaschenfallen morgens geleert werden. SCHLÜPMANN (2014), der inzwischen langjährige Erfahrungen mit diesen Fallen hat und auf einen enormen Stichprobenumfang zurückgreifen kann, konnte bei der von ihm beschriebenen Art der Anwendung kaum Todesfälle feststellen. Nur bei nicht sachgemäßer Auslage kann es zu Todesfällen kommen (BLOSAT 2014a).



Abb. 2: Selbst hergestellte Flaschenfalle aus einer 1,5-Liter PET-Pfandflasche. Foto: M. Schlüpmann



Abb. 3: Eine Flaschenreusen-Gruppe wird im Uferbereich aufgestellt. Foto: M. Schlüpmann

2.1.2 Eimerreue

Die Ortmann-Eimerreue (Abb. 4) wurde von Daniel Ortmann konstruiert und kann selbst hergestellt werden (Bauanleitung z. B. bei ORTMANN o. J., 2007, 2009, SCHLÜPMANN 2007, 2009, 2014, GLANDT 2011, GEIGER 2014 oder unter <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/102343.pdf>). Die Materialien zum Bau der Falle sind im Baumarkt günstig zu erhalten. Die Materialkosten für eine Falle betragen etwa 5 bis 6 Euro, für die

modifizierte Version (siehe unten) etwa 13 Euro. Es können handelsübliche, weiße oder transparente 10- oder 15-Liter Eimer mit gut schließendem Deckel verwendet werden, z. B. sogenannte Farbmischeimer. Die ovalen Farbmischeimer haben sich besonders bewährt und werden zur Vereinheitlichung vorgeschlagen (SCHLÜPMANN 2014). Es werden vier Fangtrichter bei runden Eimern oder fünf Fangtrichter bei ovalen oder rechteckigen Modellen angebracht, davon einer im Boden des Eimers. Die Trichter werden aus Flaschenhälsen materialstabiler 1,5-Liter PET-Flaschen hergestellt, die an ihrer breitesten Stelle abgeschnitten werden. Mehrwegflaschen, die aus stabilerem Material sind als Einwegflaschen, haben sich hier bewährt, z. B. Limonade-Flaschen.

Die Trichter werden üblicherweise mit Kunststoffheißkleber mit einer Heißklebepistole am Eimer von innen und außen verklebt. Die Heißklebverbindungen sind eine Schwachstelle beim Herausziehen der Fallen aus dem Gewässer. Die Trichter können herausbrechen (u. a. SCHLÜPMANN 2009, SIEDENSCHNUR & SCHIKORE 2014). Durch den Wasserdruck werden die Trichter leicht herausgedrückt und Tiere können vor der Registrierung entweichen.

Zum Ausschneiden des runden Trichteransatzes in der Eimerwand kann ein Teppichmesser verwendet werden. Bewährt hat sich auch eine Metallsäge bzw. Elektro-Stichsäge mit Metall-Sägeblatt. In den Eimerboden und in die untere Seitenwand werden ausreichend viele kleine Löcher gebohrt, damit die Falle beim Einsetzen oder Werfen in das Gewässer selbständig absinkt bzw. das Wasser im Eimer beim Herausholen abläuft. Diese Perforierung verhindert, ähnlich der Anbringung von Armierungsgewebe, auch einen zu großen Wassersog über die Reusenöffnungen beim Herausheben.

Das Herausheben der Eimerreuse sollte immer langsam erfolgen, damit das Wasser aus den Löchern langsam auslaufen kann. Die Falle kann mit einer Restwassermenge im flachen Uferbereich abgestellt werden. Nach Abziehen des Deckels können die Tiere mit dem verbliebenen Restwasser in ein Küchensieb gegossen werden (ggf. einige Male nachspülen), dokumentiert und direkt nebenan wieder frei gelassen werden.

SIEDENSCHNUR & SCHIKORE (2014) schlagen Optimierungsmöglichkeiten vor, um die nach mehrmaligem Gebrauch bestehende Gefahr des Herausbrechens der Flaschenhäuse aus der Eimerwand zu verringern. So kann durch die Verwendung von Aquariensilikon und punktuell Heißkleber zum Verkleben des Flaschenhalses mit der Eimerwand eine höhere Elastizität erreicht werden. Auch durch zusätzliches Verbinden von Trichter und Eimer mit Draht, kann ein Herausfallen der Trichter zuverlässig verhindert werden (BECKMANN & GÖCKING 2012, SCHLÜPMANN 2014). Der Heißkleber bzw. das Aquariensilikon haben dennoch eine Funktion zur Abdichtung von Lücken zwischen Trichter und Eimer. Um einen besseren Wasseraustausch zwischen dem Eimerinneren und der Umgebung zu fördern und die Falle noch einfacher aus dem Gewässer zu ziehen, können am Eimerboden und an zwei Seiten größere Stücke von Armierungsgewebe, ein reißfestes Glasfasergewebe mit einer Maschenweite von 4 x 4 mm, eingesetzt und mit Draht an der Eimerwand verbunden werden

(SIEDENSCHNUR & SCHIKORE 2014). Optimal sind aber deutlich geringere Maschenweiten von etwa 1-2 mm, da sonst z. B. kleine Amphibienlarven entweichen oder feststecken bleiben können. Der Wasser- bzw. Luftaustausch zwischen Falle und Umgebung wird mit dem Gewebestreifen erhöht, was möglicherweise eine bessere Sauerstoffversorgung und einen geringeren Temperaturanstieg im Eimer zur Folge hat. Mit einer starken Perforierung erreicht man einen ähnlichen Zweck (SCHLÜPMANN 2014).

Die Löcher sollten nicht größer als 1 bis 2 mm im Durchmesser sein. Bei größeren Lochbohrungen besteht wie bei zu großen Maschenweiten die Gefahr, dass unter anderem sehr junge Amphibienlarven, vor allem Molchlarven, in den Löchern feststecken bleiben. Wenn bei den Lochbohrungen an der Wand des Eimers Ausfransungen entstehen, müssen diese durch Abschleifen geglättet werden, um eine Verletzungsgefahr der Amphibien zu vermeiden.

Um ein Luftvolumen zu schaffen, werden seitlich oben am Eimer zwei Schwimmhilfen angebracht, bisher üblicherweise Stücke aus Kunststoff-Rohr-Isolierung. In den Eimerdeckel werden zahlreiche kleine Löcher gebohrt, um den Luftaustausch zu fördern. Die Eimerreue wird über eine am Metallbügel befestigte Schnur mit einem Stock oder einem Hering (vgl. SCHLÜPMANN 2009, 2014) am Ufer fixiert und kann so auch in das Gewässer zur Auslage geworfen oder später zur Leerung eingeholt werden. Die Schwimmfalle sollte nicht allzu weit vom Ufer entfernt in etwas tieferen Gewässerbereichen ausgelegt werden, erfahrungsgemäß nicht mehr als fünf Meter. Eimerreusen mit einer am Eimerboden befindlichen Fallenöffnung sollten mit ausreichendem Abstand zum Gewässerboden ausgelegt werden, damit der Bodentrichter fängig ist. Hin und wieder werden Eimerreusen aber auch in flacheren Bereichen auf den Gewässerboden gestellt, wobei dann bei der Auswertung zu berücksichtigen ist, dass der am Eimerboden vorhandene Trichter oder einige weiter oben, aus dem Wasser ragende Öffnungen nicht fängig sind.

Die relativ große Falle ist durch ihr leichtes Gewicht und den Henkel gut zu transportieren. Über die Abnahme des Eimerdeckels ist sie zudem sehr gut zu entleeren. Die Schwimmfalle ist gut fängig für alle Molcharten (Adulte) und z. B. Kammolchlarven. Zur Fängigkeit gibt es inzwischen einige Erfahrungen. Mit anderen Fallentypen hat SCHLÜPMANN (2009) sie verglichen und gezeigt, dass die Fänge offensichtlich denen der Gaze-Kastenreusen (Modell I) entsprechen. Die weiteren Untersuchungen haben gezeigt, dass die Eimerreusen bei Teichmolch-Männchen, Kammolch-Männchen und -Larven bessere Ergebnisse liefern als am Ufer positionierte Flaschenreusen (SCHLÜPMANN 2014).

Die Fallen können auch sehr einfach mit einer Lichtquelle im Deckel ausgestattet werden (siehe unten; BECKMANN & GÖCKING 2012).



a)



b)

Abb. 4: ORTMANN-Eimerreuse, a) von außen, b) von oben mit Blick in das Innere der Falle bei abgenommenem Deckel. Fotos: M. Schlüpmann

Abwandlungen des Eimermodells sind möglich und wurden z. B. von WERBA (2012) durch Verwendung von flachen Plastischachteln eingesetzt. Eine weitere Abwandlung mit transparenten flachen und hohen Plastischachteln ist bei den Lichtfallen in Abschnitt 2.2. abgebildet (Abb. 18a, b).

2.1.3 Acrylglas-Reusenfalle

In der Schweiz werden regional, z. B. im Kanton Bern, Röhrenfallen aus Acrylglas verwendet, die sehr fängig sind (S. Zumbach schriftl. Mitteil., LÜSCHER & ALTHAUS 2009; Abb. 5). Als Trichteröffnungen werden bei diesen Fallen auch abgeschnittene und umgekehrt in die Falle eingesetzte Flaschenköpfe oder Trichter aus dem Haushaltswarenbedarf verwendet. Damit lassen sich die Fänge hier gut mit denen der Flaschen- und Eimerreusen vergleichen.



Abb. 5: Röhrenfalle aus Acrylglas. Foto: S. Zumbach

2.1.4 Gaze-Kastenreuse

Die rechteckig gebaute Falle (50 x 30 x 30 cm; Abb. 6) wurde von Manfred Henf (auch: HENF-Reuse, Gaze-Kastenreuse Modell I) konstruiert und wird seit wenigen Jahren von Benedikt von Laar in einer modifizierten Form (Bauweise mit Klettverschlüssen; auch als „Molchreuse M2“, Gaze-Kastenreuse Modell II bezeichnet) vertrieben. Sie wird überwiegend als Schwimmfalle in tieferen Gewässerbereichen eingesetzt. Es ist auch möglich, die Falle ufernah auf den Gewässerboden zu setzen, etwa 5 cm über die Wasseroberfläche hinausragend, um ein Luftvolumen zu erhalten.

Die Falle besteht aus einem grünen, durchlässigen Kunststoffgeflecht mit einer Maschenweite von 4 x 4 mm. Sie kann sowohl vertikal als auch horizontal im Gewässer exponiert werden, je nachdem, wie die beiden seitlichen Schwimmer angebracht wurden. Über der Wasseroberfläche verbleibt dann ein Luftvolumen von etwa 5 cm Fallenhöhe. Im Hohlraum der Schwimmer können sich Wasserinsekten, Amphibienlarven oder Molche verstecken. Wenn die Schwimmer außen an der Falle angebracht sind, lassen sie sich einfacher auf darin versteckte Tiere kontrollieren. Es sind zwei größere äußere Trichtereingänge vorhanden.

Die leicht zu transportierende, jedoch relativ große Falle wird häufig eingesetzt und ist gut fängig für alle Molcharten und Amphibienlarven und bei geeigneter Positionierung auch für Froschlurche, z. B. adulte Wasserfrösche. Die Falle kann, befestigt an einer Schnur, vom Ufer aus auch weiter in das Gewässer hinein geworfen werden. Sie sollte im Gewässer nicht mehr als fünf Meter (Erfahrungswert) vom Ufer entfernt ausgelegt werden. Befestigt werden sollte die Falle mit einer dünnen Leine (Maurerschnur) am Ufer an einem Stöckchen oder mit einem Hering.

Die Fängigkeit dieser Gaze-Kastenreusen ist etwa vergleichbar mit der von Eimerreusen (SCHLÜPMANN 2009, Modell I).

Die Maschenweite des Kunststoffgeflechtes könnte durch die Verwendung einer geringeren Gitterweite mit etwa 2 mm optimiert werden. Dadurch würde die Gefahr des Feststeckens z. B. von sehr jungen Molchlarven und kleinen Wasserinsekten vermieden.

Modell I (Abb. 6): Die einzelnen Fallenteile müssen sehr zeitaufwendig selber vernäht werden. Die zeitaufwendige Leerung am Gewässer erfolgt durch eine oben in das Kunststoffgeflecht geschnittene, etwa handbreite große Öffnung, die mit mehreren kleinen Stücken (Blumenbinder-)Draht geschlossen werden kann. Kaulquappen, Molchlarven und Kleintiere sind nur umständlich aus der Falle zu entnehmen. Vor allem bei größeren Mengen von Kaulquappen und Larven erleichtert ein Ausspülen der Falle mit Wasser die tierschonende Entnahme. Das Fallenmaterial ist nicht sehr formstabil. Nach einiger Zeit des Gebrauches zeigen die Fallen Knicke und Ecken, aus denen die Amphibien, vor allem Amphibienlarven, nur umständlich herauszuholen sind. Zeitweise wurde ein formstabileres Kunststoffgeflecht angeboten.

Da sich die Öffnung nur unzureichend verschließen lässt, ist unbedingt darauf zu achten, dass die Öffnung auf der Seite liegt, die aus dem Wasser herausragt. Optimiert werden kann die Falle durch den Einbau eines Holzgestells, das zur Stabilisierung beiträgt („Plötner-Variante“, siehe GLANDT 2011: S. 88), was aber den Transport etwas aufwendiger macht.

Im Bausatz enthalten sind vier kleine Bleigewichte, die an den Ecken an der nach unten im Wasser liegenden Fallenseite befestigt werden. Deren Anbringung ist überflüssig, da das Fallenmaterial ohnehin gut im Wasser liegt. Zudem sind die Befestigungsdrähte so dünn, dass sie nach kurzer Zeit durchrosten und die Bleigewichte im Gewässer verloren gehen und dann zu Umweltbelastungen im Gewässer führen. Daher ist die Verwendung der Bleigewichte in jedem Fall abzulehnen. Die relativ große, aber leichte Falle ist zum Transport nicht zerlegbar, was die Anzahl der einzusetzenden Fallen in der Praxis reduziert.

Bezugsadresse: Manfred Henf, m.henf@freenet.de, 23 Euro zzgl. Versand.



Abb. 6: Gaze-Kastenreusen in horizontaler Ausrichtung (Modell I links) und in vertikaler Ausrichtung (Modell II rechts). Foto: A. Kronshage

Modell II: Das optimierte Modell (Abb. 6) ist erst seit wenigen Jahren auf dem Markt und besteht aus dem grünen Kunststoffmaterial (Gittergeflecht) wie bei Modell I. Die Falle wird auch als Bausatz geliefert, muss jedoch nicht mehr zeitaufwendig vernäht werden. Die Einzelteile werden durch einen stabilen Verschluss mit Industrieklettband zusammengehalten. Die leichte Falle kann zur platzsparenden Lagerung oder auch zum Transport wieder zerlegt werden.

Geleert wird die Falle über die Öffnung eines quadratischen Seitenteiles durch Lösen des Klettbandes. Das Lösen des Klettbandes an der Ecke eines Seitenteiles bei der Leerung muss jedoch sehr vorsichtig erfolgen. Die Gefahr ist groß, dass bei dem verwendeten Material schon nach wenigen Einsätzen die Verbindung zwischen Klettband und Kunststoffgeflecht bei nicht sehr vorsichtigem Gebrauch reißt. Wünschenswert wäre auch hier ein formstabileres Kunststoffgeflecht. Über die Wirksamkeit und die Dauer der Haltbarkeit des Klettbandes im sehr häufigen praktischen Einsatz fehlen noch ausreichende Berichte. Die Falle wird als Bausatz geliefert ohne die überflüssigen Bleigewichte.

Bezugsadresse: Benedikt von Laar, Gut Klein Görnow, 19406 Klein Görnow, www.laartech.com, Fallentyp Modell II hier als „Molchreuse M2“ bezeichnet, zum Preis von ca. 58 Euro.

Ein ähnliches Modell ist die große selbstgebaute Gaze-Kastenfalle, die LAUFER (2009) verwendet hat.

2.1.5 Kleinfischreuse

Der Fang von Amphibien mit Kleinfischreusen ist eine verbreitete Methode (z. B. HAACKS & DREWS 2008, BOCK et al. 2009, LAUFER 2009, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009).

Es gibt zwei unterschiedliche Modellstrukturen: zusammenfaltbare Kleinfischreusen aus flexiblem Netzmaterial sowie zusammensteckbare Kleinfischreusen aus Metall oder Plastik (Minnow Traps), die in einem eigenen Abschnitt (2.1.6) behandelt werden.

Bei den zusammenfaltbaren Kleinfischreusen aus flexiblem Netzmaterial (Abb. 7 bis 11, Tab. 1) muss vor allem auf eine ausreichende Qualität des Materials und, bedingt durch verschiedene Modellkonstruktionen mit unterschiedlichen Durchmessern der inneren Trichteröffnungen, eine gute Fängigkeit geachtet werden. Die zusammenfaltbaren Kleinfischreusen sind in unterschiedlichen Größen erhältlich und bestehen i. d. R. aus dunkelgrünem, schwarzem oder dunkelrotem, feinem Netzmaterial.

Schwimmer fehlen ursprünglich an den Kleinfischreusen, so dass sie nachträglich angebracht oder eingelegt werden müssen, z. B. luftgefüllte kleine 0,5-Liter PET-Flaschen. Beim Anbringen von Schwimmern außen an den Kleinfischreusen sollte darauf geachtet werden, dass die Reusen trotzdem zusammenfaltbar bleiben. Das Anbringen oder Einlegen von Schwimmern schafft ein Luftvolumen, so dass die Fallen im ufernahen Freiwasser oder über dem Gewässergrund ufernah ausgelegt werden können. An einer Kleinfischreuse sind zwei gegenüberliegende Trichteröffnungen vorhanden. Dabei befinden sich die beiden Trichteröffnungen unter Wasser, ein Luftvolumen im Fallenkörper darüber. Untersuchungen zur Erfassung des Kammmolches bzw. anderer heimischer Molcharten mit Kleinfischreusen und eingelegten Schwimmern führten z. B. BOCK et al. (2009) oder RÖDEL et al. (2014, eingelegte Styroporstücke als

Schwimmhilfen) durch. Mit auf dem Bodengrund im Uferbereich ausgelegten Kleinfischreusen mit Kontakt zum Luftraum über der Wasseroberfläche arbeiteten u. a. MADDEN & JEHLE (2013).

Kleinfischreusen ohne Schwimmer dürfen im flachen Uferbereich nur ausgelegt werden, wenn sie zwischen der Vegetation sicher auf dem Bodengrund aufliegen und nicht unter Wasser abrutschen können sowie ein Luftvolumen über der Wasseroberfläche haben. Von der Auslage der Kleinfischreusen unter Wasser, ohne Luftvolumen, wird abgeraten. Bei kontrolliertem nächtlichem Einsatz über kurze Zeit (maximal zwei bis drei Stunden) ist ein Unterwassereinsatz nur von sehr erfahrenen Personen durchzuführen (HAACKS & DREWS 2008, siehe auch Abschnitt 3.1), wenn die Wassertemperaturen nicht zu hoch sind. Auch bei der Auslage über starke Detritusschichten (insbesondere Falllaub) und Faulschlamm sollte man wegen der vermutlich geringen Sauerstoffgehalte am Gewässergrund Vorsicht walten lassen. Kleinfischreusen sollten mit einer Leine (Maurerschnur) an einem Stöckchen oder Hering am Ufer befestigt werden oder mittels gut sichtbaren, mit einer Schnur befestigten Schwimmern gekennzeichnet werden.

Es ist nicht bekannt, wie häufig bei Amphibienerfassungen immer noch der Einsatz von Kleinfischreusen ohne Luftvolumen unter Wasser durchgeführt wird, und dabei dann auch die oben dargestellten, stark kontrollierten Bedingungen beachtet werden. Deshalb werden weitere Untersuchungen und ein Ergebnisvergleich zu den vorgeschlagenen veränderten Fangbedingungen mit Luftvolumen, angebrachten Schwimmern und Übernachteinsatz empfohlen.

Kleinfischreusen sind unter anderem über den Internethandel und im Fachhandel (Angelsport, Sportfischerei, z. B. Modell Paladin S aufgeklappt 23 x 23 x 55 cm, ab ca. fünf Euro) oder Kleinfischreuse L zu beziehen. Allerdings weisen gerade billige Modelle, die auch schon zum Preis von drei bis vier Euro über den Online-Handel im Internet erhältlich sind, oft erhebliche Qualitätsmängel auf. So können die inneren Trichteröffnungen zu groß sein. Die von KRONSHAGE & GLANDT (2014a) getesteten Kleinfischreusen mit einem Durchmesser der inneren Trichteröffnung von 7 cm, erwiesen sich als nur sehr schlecht fängig (Abb. 7). Hier schwimmen gefangene Tiere vermutlich auch wieder heraus. Zudem musste bei diesen Fallen eine Trichterwirkung erst durch das nachträgliche Anbringen einer Nylonschnur im Falleninneren hergestellt werden. Damit wurden die Öffnungen ein Stück weit in die Falle eingezogen. Geleert werden Kleinfischreusen über den Reißverschluss, der bei billiger Ware schon nach kurzem Gebrauch defekt sein kann.

Die Modellvielfalt im Angelbedarfshandel und der ständige Wechsel des Modellangebotes sind enorm. Das erschwert eine längerfristige Standardisierung der Untersuchungen mit Kleinfischreusen. Darin liegt ein gewichtiger Nachteil, wenn man an den Falleneinsatz im Rahmen von Monitoring-Projekten denkt. Werden solche Fallen dennoch eingesetzt, sollten grundsätzlich die folgenden Parameter notiert und im Gutachten oder der Veröffentlichung dokumentiert werden: 1. Abmessungen: Höhe, Breite, Tiefe, 2. Trichter: Tiefe, äußere und innere Öffnungs-

fläche, 3. Maschenweite, 4. Hersteller und Modell, 5. Eigene Änderungen an der Gestaltung (z. B. Spannfäden, Verkleinerung der inneren Trichteröffnung).

Die von der Qualität sehr guten **Jenzi-Kleinfischreusen** (siehe HAACKS et al. 2008, 2009, HAACKS 2014) sind seit längerem nicht mehr im Handel erhältlich. Die Falle hat eine Maschenweite von 2 mm, die inneren Trichteröffnungen sind über Nylonschnüre etwa 5 cm nach innen in den Fallenkörper gezogen. Die Länge beträgt 39 cm, die Höhe 17,5 cm, der innere Durchmesser einer Trichteröffnung 5 cm. Zusammengefaltet ergibt sich ein Quadrat von 17,5 x 17,5 cm und einer Höhe von 2 cm.

Vergleichbar gut verarbeitet ist die **Behr-Kleinfischreuse** (Abb. 8), die über die Firma Hebegro, Marienmünster (www.hebegro.com; 8 Euro zzgl. Versandkosten) erhältlich und der JENZI-Reuse sehr ähnlich ist. Diese Kleinfischreuse hat mit 5 cm auch einen geringen Durchmesser der inneren Trichteröffnung. Die Trichter sind bereits mit einer Nylonschnur nach innen gezogen. Das Modell hat eine Länge von 47 cm und ist 23 x 23 cm breit, zusammengefaltet ist das ein Quadrat von 23 x 23 cm mit einer Höhe von etwa 3 cm.

Ein weiteres ähnliches Modell ist die sogenannte **Cormoran-Kleinfischreuse** (Abb. 9; Firma Daiwa-Cormoran, Gröbenzell, www.cormoran.de, Vertrieb nur über den Fachhandel). Ein Nachteil ist hier die relativ große Maschenweite von 5 mm, durch die kleinere Molche und Molchlarven schlüpfen und z. B. Teichmolche hängen bleiben können (u. a. BELLENOUE 2014). Die Reuse ist rund mit einem Durchmesser von 30 cm. Ein Vorteil ist die große Länge der Reuse von 55 cm mit guter Trichterwirkung. Die Trichteröffnungen haben einen Durchmesser von 6 cm und sind über Schnüre jeweils 15 cm nach innen gezogen. Zusammengefaltet hat sie eine Breite von 2,5 cm. Durch die starke Trichterwirkung ist sie trotz der relativ großen Trichteröffnungen gut fängig, vor allem für große Molcharten wie den Kammolch.

Im zusammengefalteten Zustand sind die sehr leichten Kleinfischreusen in großen Mengen sehr platzsparend zu transportieren (Abb. 10). Sie sind, je nach Modell, gut fängig vor allem für alle Molcharten. Optimal dürften Durchmesser der inneren Trichteröffnungen von 3 bis 4 cm, maximal etwa 5 cm sein.



Abb. 7: Für den Molchfang ungeeignete Kleinfischreuse mit einem viel zu großen Durchmesser (7 cm) der inneren Trichteröffnung. Nachträglich wurden die Trichteröffnungen in das Falleninnere eingezogen und Schwimmhilfen angebracht. Foto: A. Kronshage



Abb. 8: Behr-Kleinfischreuse. Foto: A. Kronshage

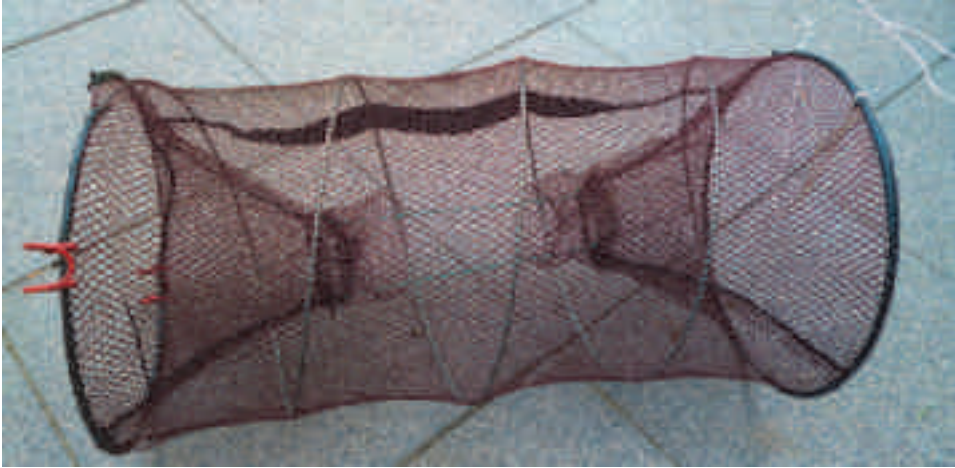


Abb. 9: Cormoran-Kleinfischreuse. Foto: S. Böll

Kleinfischreusen mit einem größeren inneren Trichterdurchmesser können durch den nachträglichen und kostengünstigen Einbau des oberen Kopfteles einer 1,5-Liter PET-Flasche in die Reusenöffnung (Durchmesser der inneren Trichteröffnung dann 2 cm) verkleinert werden (Abb. 11, siehe RÖDEL et al. 2014). Die Flaschenköpfe werden mit Tackernadeln mit der abgeschnittenen Seite auf der Innenseite der Fallenöffnungen der Kleinfischreuse befestigt. Die Flaschenöffnungen zeigen dabei in das Falleninnere. Benötigt werden zwei PET-Flaschen. Die Reuse ist dann aber nicht mehr so eng zusammenfaltbar. Die Eignung dieser leichten Modifikation bei handelsüblichen zusammenfaltbaren Kleinfischreusen (28 x 28 x 75 cm) für den Fang von Berg-, Teich- und Kammolch stellen RÖDEL et al. (2014) dar. Im Vergleich zu den nicht modifizierten Originalfallen konnten die Fangzahlen pro Nacht und Falle mehr als verdreifacht werden. Die verkleinerte Trichteröffnung scheint das Verlassen der Falle erheblich zu erschweren.

Die sehr leichten Kleinfischreusen können, befestigt an einer langen Schnur und mit einer Schwimmhilfe versehen, über Schilf und Totholz hinweg vom Ufer aus in das Gewässer geworfen werden. Die Reusen werden aber auch ufernah im flachen Uferbereich auf dem Bodengrund immer mit Luftvolumen oder schwimmend ausgelegt.

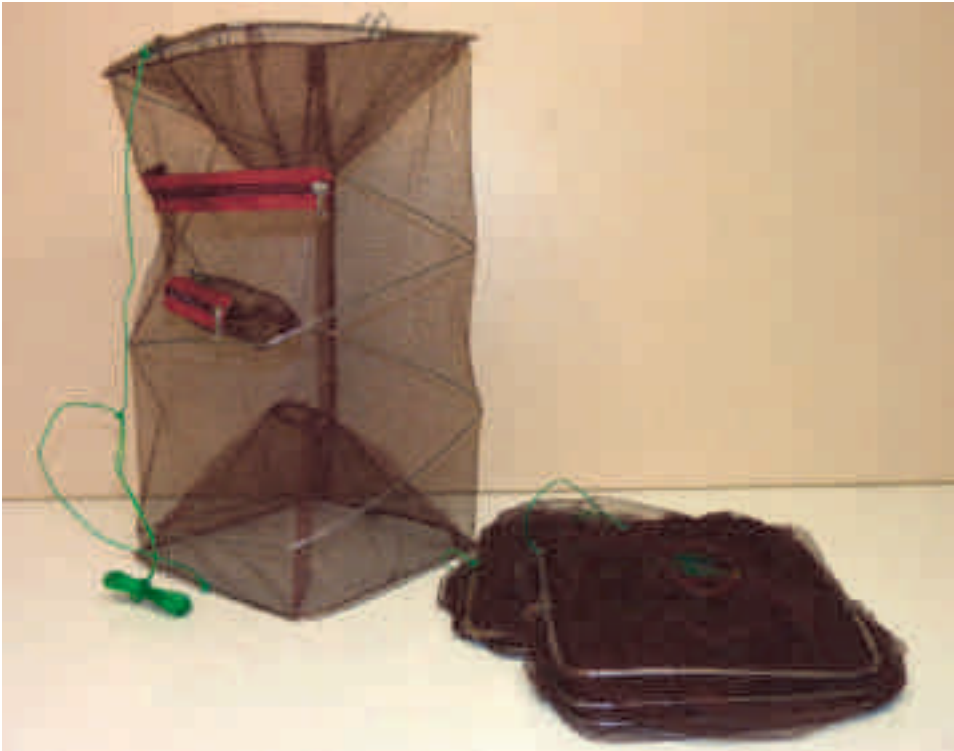


Abb. 10: Kleinfischreusen lassen sich zusammengefaltet sehr platzsparend transportieren. Foto: A. Kronshage

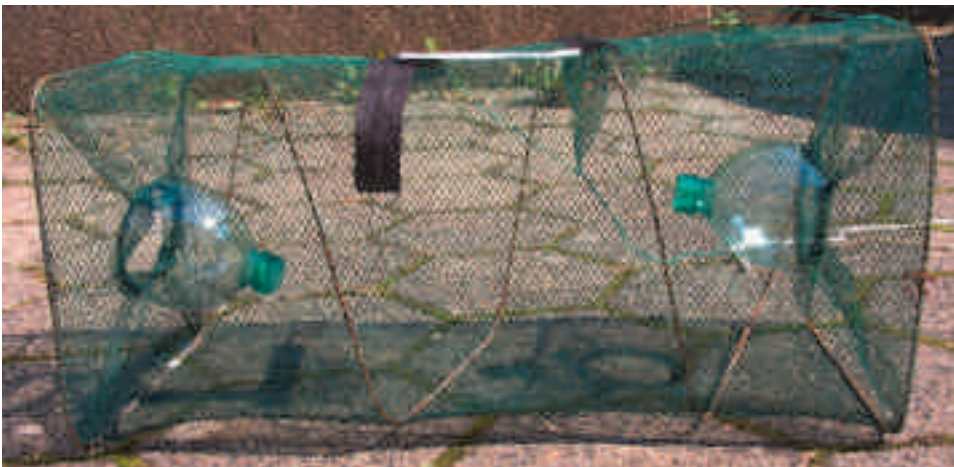


Abb. 11: Für den Fang von Amphibien optimierte Kleinfischreuse mit nachträglich verkleinerten inneren Fangtrichteröffnungen. Foto: J. Thein

2.1.6 Minnow Trap

Diese sehr stabilen, zusammensteckbaren Kleinfischreusen aus Metall oder Plastik, sogenannte **Minnow Traps** (Abb. 12 bis 14), werden in Nordamerika schon seit langer Zeit zum Fang von Amphibien verwendet. Vor allem zum Fang von Schwanzlurchen (Urodelen) werden sie genutzt, jedoch sind die damit gefangenen Arten dort meist größer als unsere mitteleuropäischen Molcharten. Ursprünglich sind die Fallen konstruiert worden, um damit Kleinfische als Köderfische für Angler zu fangen. In Europa testeten KRONSHAGE & GLANDT (2014a) erstmals verschiedene Modelle von Minnow Traps und geben bereits Empfehlungen, welche Reusentypen mit noch vorzunehmenden kleinen Optimierungen geeignet oder auch ungeeignet zum Fang von Amphibien, vor allem von mitteleuropäischen Molcharten, sind. Zu erhalten sind die Fallen über den Internethandel. Die getesteten Fallen wurden direkt aus Nordamerika bezogen. Es müssen noch weitere Erfahrungen mit diesem Fallentyp gesammelt werden.

An dieser Stelle sei ausdrücklich davor gewarnt, unbrauchbare, zugleich oft auch preisgünstige Fallentypen zu importieren, die für den Fang vor allem von Molchen nicht geeignet und zudem konstruktionsbedingt auch gefährlich für adulte Molche sein können. (Anmerkung: Aus diesem Grund erscheint auch eine in einer Mitteilung (Magazinbeitrag) in der Zeitschrift für Feldherpetologie, 2013, Bd. 20, Heft 1, S. 131-132, beispielhaft abgebildete Minnow Trap, die über den Versandhandel „walmart“ zum Verkauf angeboten wird, wegen ihrer zu großen Maschenweite für Amphibienuntersuchungen ungeeignet.)

Die verschiedenen Modelle von Minnow Traps bestehen aus leichtem Metallgittergeflecht, wenige Modelle auch aus formstabilem Plastikgeflecht (siehe KRONSHAGE & GLANDT 2014a). Vor allem die Fallen aus Metallgittergeflecht müssen besonders sorgfältig vor einem Absinken unter Wasser gesichert werden.

Vergleichbar den zusammenfaltbaren Kleinfischreusen, haben auch Minnow Traps zwei Trichteröffnungen. Je nach Fallentyp sind die Fallen gut oder auch nur schlecht fängig. Beim Kauf von Minnow Traps ist darauf zu achten, dass die Gitterweiten nicht zu groß sind, da sonst die Molchlarven oder kleinere Molche aus den Fallen entkommen oder auch in den Gittermaschen stecken bleiben, wobei dann bei Modellen mit einem relativ dünnen Metallgitter Verletzungsgefahr für die Molche besteht.

Minnow Traps dürfen nicht unter Wasser ohne Luftvolumen ausgelegt werden. Die Fallen werden mit einem ausreichenden Luftvolumen im flachen Uferbereich auf dem Boden zwischen der Vegetation oder auch in vegetationsarmen Bereichen ausgelegt. Die sicherste Auslage ist direkt auf dem Bodengrund mit einem Luftvolumen im Kontakt zum Luftraum über der Wasseroberfläche und einer Anbindung über eine stramm gezogene Schnur zu einem am Ufer eingesteckten Stock, der zugleich auch einem schnellen Wiederfinden der Fallen dient. Nur bei so stabil, vor einem Abrutschen unter Wasser gesicherten, auf dem Bodengrund aufliegenden Fallen kann auf die Anbringung oder das Einlegen von Schwimmern verzichtet werden. Nicht mit Schwimmern gesicherte

Fallen dürfen jedoch bei Starkregenereignissen oder bei Überschwemmungsgefahr im Uferbereich nicht ausgelegt werden.

In sehr seltenen Fällen, wenn z. B. ein sehr flaches Gewässerufer zur Auflage der Falle auf dem ufernahen Bodengrund mit Luftvolumen nicht vorhanden ist, können die Fallen auch an einem Stock ufernah in der Vegetation aufgehängt werden. Beim Aufhängen ist dann aber mit großer Sorgfalt auf eine sichere Befestigung zu achten. Es müssen zusätzlich Schwimmer angebracht oder eingelegt werden, um ein Luftvolumen sicherzustellen und ein Absinken zu vermeiden. Welches Schwimmer-Material zur zusätzlichen Anbringung oder Einlagerung in Frage kommt, hängt vom Gewicht der Falle ab und muss vorher getestet werden. Die feste Anbringung von Schwimmern außen an der Falle beeinträchtigt jedoch einen platzsparenden Transport.

Die Fallen sind platzsparend transportierbar durch Ineinanderstecken der beiden (und weiteren) Fallenhälften (Abb. 12). Je nach Material und Ausführung haben sie eine sehr hohe Lebensdauer, sind sehr robust im Einsatz und sehr leicht zu leeren. Die Tabelle 1 enthält für die verschiedenen Modelle einige Daten zur Konstruktion.

Die folgenden Typen von Minnow Traps wurden aus Nordamerika importiert und im Freiland sowie teilweise auch unter Laborbedingungen im Aquarium getestet. Erste Ergebnisse mit Bezug zu den vier bei uns vorkommenden Molcharten (adulte Tiere) sind bei KRONSHAGE & GLANDT (2014a: Tab. 1, 2) dargestellt. Dort finden sich auch weitere Detailangaben zur Konstruktion. Die inneren Trichteröffnungen der Minnow Traps haben i. d. R. einen Durchmesser von etwa 2 bis 3 cm, sind also vergleichbar mit den Öffnungen einer Flaschenreuse. Die äußeren Trichteröffnungen haben einen Durchmesser von etwa 11 bis 18 cm. Die Länge der Fallen beträgt meist etwa 42 cm, die Höhe in der Fallenmitte 22 bis 24 cm. Die Trichter sind nach innen über eine Länge von 8 bis 11 cm eingezogen.

Die Kosten variieren je nach Material und Ausführung stark. Die günstigsten, jedoch für die mitteleuropäischen Amphibien nicht geeigneten Minnow Traps sind für etwa 5 bis 6 Euro erhältlich. Sehr gut verarbeitete, langlebige und amphibiengeeignete Modelle kosten etwa 30 Euro bzw. mit einer Nachbehandlung zur Verkleinerung der Gitterweite etwa 50 Euro. Hinzu kommen noch Versand- und evtl. Zollgebühren.

Nur mit zwei der erstmals in Europa getesteten Fallentypen können weitere Untersuchungen bezüglich der Fängigkeit von adulten Amphibien und ihrer Larvalstadien durchgeführt werden. Alle anderen erwiesen sich als unbrauchbar (Details dazu in KRONSHAGE & GLANDT 2014a).

Minnow Trap Plastic: Die Falle besteht aus weißem Plastikmaterial und hat verschieden große Gitterweiten im Fallenkörper. Durch die größten Gitterweiten können kleine Molche entkommen, evtl. auch darin feststecken. Die Falle ist bei uns daher nicht einsetzbar (Abb. 13).

Minnow Trap Cuba: Das schwarz lackierte Metallgeflecht rostet nach Verlust der Farbe schnell. Die Gitterweite ist zu groß, so dass kleine Molche entkommen oder größere auch feststecken können. Bei unter Wasser im Metallgeflecht feststeckenden Molchen besteht Lebensgefahr, nicht nur bei längerer Expositionszeit der Fallen. Auch diese Falle ist bei uns nicht einsetzbar (Abb. 13).

Minnow Trap Gee 40 (G40): Die silberfarbene Falle besteht aus einem galvanisierten Metallgittergeflecht. Ähnlich wie das Modell G48 ist sie stabil verarbeitet und hat eine hohe Lebensdauer. Jedoch sind hier die Gitterweiten größer (6 x 6 mm). Im Originalzustand kann die Falle in Europa so nicht verwendet werden. In den größeren Gitterstrukturen können kleinere adulte Molche beim Versuch zu entkommen feststecken. Das sehr dünne und daher relativ scharfe Metallgittergeflecht kann dann zu Verletzungen führen (Abb. 13).

Möglich ist aber die nachträgliche Optimierung dieser Falle durch einen mehrfachen thermoplastischen Kunststoffüberzug mit Rilsan (schwarz), um die Gitterweite zu verengen (siehe folgendes Modell).

Minnow Trap Gee 40 opt. (G40 opt.): Um die Gitterweiten des Modells G40 auf maximal 5 x 5 mm (optimal sind etwa 2 mm) zu verengen und eine Verletzungsgefahr für die Tiere am relativ scharfkantigen Metallgittergeflecht auszuschließen, kann die Falle mit Kunststoff überzogen werden. Die Behandlung mit Rilsan, einem lebensmittelechten Kunststoff, der auch im Trinkwasserbereich verwendet wird, muss von einer Fachfirma durchgeführt werden und mehrfach hintereinander erfolgen durch Eintauchen der Falle, solange, bis die gewünschte Verkleinerung der Gitterweite erreicht ist (Abb. 14). Diese Nachbehandlung ist mit weiteren Kosten verbunden.

Minnow Trap Gee 48 (G48): Die silberfarbene Falle besteht aus galvanisiertem Metall, ist stabil verarbeitet und hat eine hohe Lebensdauer. Im Vergleich zum Modell Gee 40 sind die Gitterweiten mit 3 x 3 mm sehr klein, so dass keine Molche und größeren Amphibienlarven entkommen können. Die Falle muss vor dem Einsatz wenig optimiert werden: Herstellungsbedingt ragen an den inneren Fallenöffnungen spitze, sehr kurze Drahtenden in den Falleninnenraum. Durch Entfernen der Drahtspitzen mit einer Zange und anschließenden Auftrag von Heißkleber an dieser Stelle und an einer seitlichen inneren Naht werden alle Bereiche, die eine potentielle Verletzungsgefahr für Amphibien darstellen können, einfach und schnell entschärft. Die Falle hat sich als gut fängig für alle heimischen Molcharten (Adulte) erwiesen (Abb. 14).



Abb. 12: Zusammengesteckte Minnow Traps (Modell Gee 48) sind einfach und platzsparend zu transportieren. Foto: A. Kronshage



Abb. 13: Drei Typen von Minnow Traps, die unter anderem aufgrund zu großer Gitterweiten zum Fang von Amphibien ungeeignet sind (von links nach rechts): Minnow Trap Plastic, Cuba und Gee 40. Foto: A. Kronshage



Abb. 14: Zwei Typen von Minnow Traps, die zum Fang von Amphibien geeignet sind: Minnow Trap Gee 40 opt. (links) und Gee 48 (rechts). Foto: A. Kronshage

2.1.7 Stellrahmen-Kastenreuse

Die Stellrahmen-Kastenreuse (Abb. 15) wurde im Biologischen Institut Metelen (BIM) entwickelt (HARTUNG et al. 1995, GLANDT 2000). Sie wird auch als BIM-Trichterreuse bezeichnet. Die aus stabilem, dunkelgrünem und durchlässigem Netzmaterial mit einer Maschenweite (Rauten) von etwa 5 mm bestehende Falle hat einen 50 cm hohen Fangraum mit den Maßen 30 x 30 cm. In diesen Fangraum führen seitlich zwei große Fangtrichter mit einer Länge von jeweils 50 cm und je zwei Befestigungsstangen. Die Innenöffnungen der Fangtrichter (10 x 6 cm) liegen zueinander versetzt, die Außenöffnungen messen 30 x 30 cm. Die Falle kann mit ihrem nichtrostenden Stahlgestell und mit den vier Stahlstangen-Füßen fest auf dem Gewässergrund aufgesetzt werden. Mit einem Luftvolumen ragt sie etwa 10 cm über die Wasseroberfläche hinaus.

Die Falle kann gut in ufernahen, aber etwas tieferen Gewässerbereichen eingesetzt werden. Zum Einsetzen der Falle in die tieferen Bereiche eines Gewässers muss die Falle i. d. R. mit Watstiefeln weiter in das Gewässer hinein getragen werden. In sehr flachen Gewässern, z. B. Blänken im Grünland, kann die Falle nicht eingesetzt werden. Die Falle ist sehr gut fängig für Schwanz- und Froschlurche und ist einfach über einen abnehmbaren Deckel zu leeren. Unter anderem bei GLANDT (2000), VON BÜLOW (2001, 2014) und SCHLÜPMANN (2009) sind die guten Erfahrungen beim Fang von Amphibien dargestellt.

Die Fängigkeit dieser großen Falle ist bezogen auf die einzelne Falle im Vergleich mit anderen Fallentypen am besten, doch relativiert sich das, da aufgrund ihrer Größe und des sperrigen Transportes meist nur einzelne exponiert werden können (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, SCHLÜPMANN 2009). Zu der sehr guten Fängigkeit tragen insbesondere die großen äußeren Fangtrichteröffnungen bei.

Zum Transport können Trichter und Deckel abgenommen werden und die beiden Trichter in den Fallenkörper eingelegt werden. Der Deckel wird anschließend über die in den Fallenkörper eingesteckten Trichter wieder aufge-

bracht und mit den vorhandenen Gummiringen am Fallenkörper fixiert. Dann ist die Falle an den Trichtereinstecköffnungen, die als Eingriffsöffnungen für die Hände dienen können, gut zu transportieren.

Die Falle ist nicht im Handel erhältlich und muss selbst oder von einer Werkstatt hergestellt werden. Die Materialkosten betragen etwa 50 Euro für den 4 mm Edlerundstahl (ca. 10 lfd. Meter) und etwa 20 Euro für das Netzgewebe (ca. 1,5 m²) plus Schweiß- und mehrstündigen Näharbeiten. Dabei wird das Netzgewebe auf das Fallengerüst mittels Takelgarn (ca. 15 Euro für 100 Meterspule) o. ä. aufgenäht und am Gestell fixiert. Speziell durch die sehr aufwendige handwerkliche Arbeit entstehen allerdings weitere Kosten in nicht unerheblichem Umfang für diese Fallen.

Aufgrund ihrer Größe und ihres Gewichtes (ca. 2,5 bis 3,0 kg) ist die Falle im Gelände nur in kleinerer Stückzahl und vergleichsweise schwierig über längere Distanzen zu transportieren. Eine Person kann maximal zwei Fallen, in jeder Hand eine, tragen. In einem normalen PKW-Kombi können im Kofferraum sechs bis acht Fallen transportiert werden.

Die Fallen haben eine sehr lange Lebensdauer und können weit über 20 Jahre im Gelände verwendet werden. Zudem können Netzrisse bzw. Gestellbrüche unkompliziert repariert werden. Ein Gestell aus Edelstahl hält ewig, die Netzbespannung, je nach verwendeter Netzqualität und Einsatzhäufigkeit bis über 20 Jahre. Dann muss zur Weiternutzung der Falle das Gestell, wenn notwendig, nur neu bespannt werden. Geeignetes Netzmaterial ist z. B. bei der Mechanischen Netzfabrik Kremmin (www.kremmin.net) zu beziehen. Optimal ist Netzmaterial mit einer Maschenweite von 2 bis 3 mm.

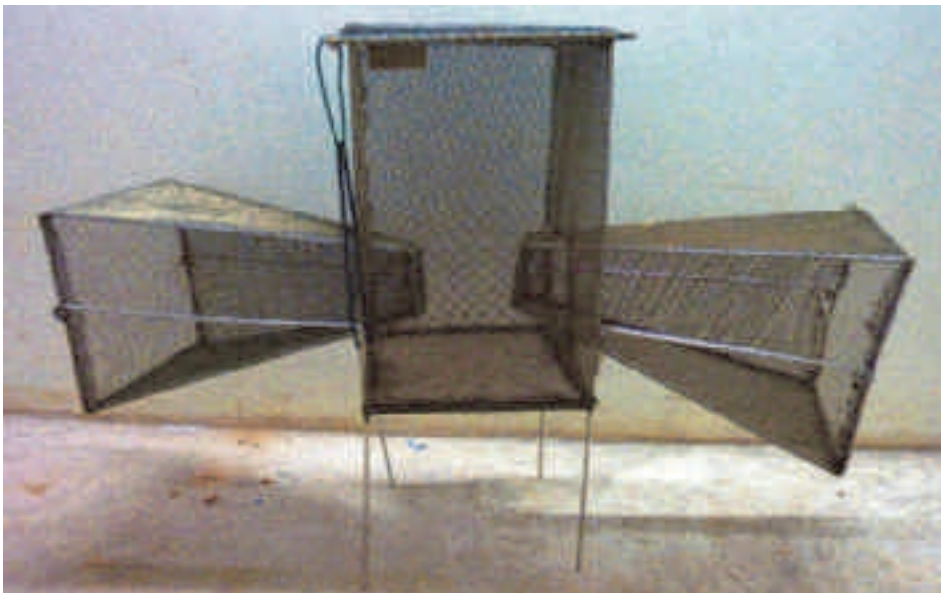


Abb. 15: BIM-Trichterreuse mit sehr guter Fängigkeit für Amphibien. Foto: A. Kronshage

2.1.8 Beutel-Box-Falle

Immer noch werden neue Modelle entwickelt, z. B. die in Großbritannien von David Dewsbury konstruierte und dort als „Dewsbury Box“ oder „Dewsbury Newt Trap“ bezeichnete Falle (DEWSBURY 2011a, 2014; Abb. 16a, b). Mit den Beutel-Box-Fallen erzielte DEWSBURY (2011b, 2013, 2014) gute Fangraten. So konnte er im Rahmen seiner Bestandserfassungen mit einer Beutel-Box-Falle maximal 88 Molche in einer Nacht fangen (DEWSBURY 2013 und schriftl. Mitteil. 2014). Die Falle ist als bodenexponierte Unterwasserfalle mit Luftzufuhr konstruiert. Die Maße der Fangbox sind etwa 25 x 17 cm, die Höhe beträgt 10 cm. An der nach oben offenen Box wird ein Plastikmüllbeutel (30 Liter, 75 cm) mit einer Schwimm- und Luftzufuhrvorrichtung befestigt. Die Amphibien gelangen über einen rechteckigen, schlitzförmigen Einlass von 18 x 4 cm (Tiefe ca. 14 cm) seitlich in die Box und können im Beutel zum Luftholen an die Wasseroberfläche schwimmen. Am inneren Ende ist die Öffnung des Schlitzes im Fangbehälter etwa 18 x 1 cm groß. Mit auf dem Gewässerboden aufliegendem Fangbehälter kann in einer Gewässertiefe bis zu etwa 75 cm gefangen werden.

Mit diesem Fallentyp müssen bei uns noch Erfahrungen gesammelt werden, wie z. B. in Projekten der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet und der Außenstelle Heiliges Meer/LWL-Museum für Naturkunde in 2014. Die Erfahrungen müssen dokumentiert werden.

Bezugsquelle in Großbritannien: www.nhbs.com, Stückpreis 30 Euro zzgl. Versand. Im Prinzip ist aber auch ein einfacher Nachbau möglich. Die zur Beschwerung der Box im Originalbausatz mitgelieferte kleine Bleiplatte sollte vor dem Einsatz im Gewässer durch ein anderes Metall ersetzt werden.

2.1.9 Auftauchfalle

Die Auftauchfalle ist ein schwimmender Trichter (vgl. MÖLLE 1998, MÖLLE & KUPFER 1998, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Bei ihr verhindert ein Klappenventil an der Fangöffnung ein Herausfinden aus der Falle. Die Besonderheit dieser Falle liegt darin, dass aufgrund der breiten Trichteranordnung, solche Tiere gefangen werden, die zum Luftholen an die Oberfläche kommen. Das sind insbesondere Molche und ältere Larven. Ihr Bau ist vergleichsweise aufwendig und ihr Transport aufgrund ihrer Abmessungen umständlich. Erfahrungen mit diesem Fallentyp existieren nur wenig, so dass wir hier auf eine weitergehende Betrachtung verzichten.



a)



b)

Abb. 16: Beutel-Box-Falle „Dewsbury Newt Trap“: a) Bausatz, b) einsatzbereite Falle.
Fotos: A. Kronshage

2.1.10 Weitere Wasserfallen-Typen

Vereinzelt oder für spezielle Untersuchungen wird eine Vielzahl von weiteren Fallentypen verwendet, z. B. kastenförmig als **Schwimmfallen** aus Plexiglas oder anderen meist transparenten Materialien, wie **Schachtelfallen**, **Vierkammer-Reusen** oder abgewandelte Varianten der Eimerfallen (Übersicht bei SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2011, 2014; verschiedene Modelle unter anderem bei KRONE 1992, KRONE & KÜHNEL 1997, KÜHNEL & BAIER 1995, LAUFER 2009, WERBA 2012). Diese Fallentypen haben sich in der breiten Anwendung oder länderübergreifend bisher nicht durchgesetzt, oder es werden damit erst noch weitere Erfahrungen gesammelt.

2.2 Lichtfallen

Zu unterscheiden sind **unbeleuchtete und beleuchtete Wasserfallen**. Beleuchtete Fallen werden bei Amphibienerfassungen aber bislang noch relativ selten eingesetzt. Im Prinzip lassen sich verschiedene der vorgestellten Fallentypen mit Lichtquellen ausstatten, insbesondere Eimerfallen, Gaze-Kastenreusen und die BIM-Trichterreuse. Es wurde auch eine sehr spezielle Schwimmfalle mit Lichtquelle entwickelt (KRONE 1992, KRONE & KÜHNEL 1997, KÜHNEL & BAIER 1995) und zeitweilig sogar im Handel vertrieben, die sich aber dennoch nicht durchgesetzt hat. Mit beleuchteten, an der Wasseroberfläche schwimmenden Wasserfallen arbeiteten auch GRABENHOFER (2004), WERBA (2012) und BECKMANN & GÖCKING (2012). War früher der Lichteinsatz technisch relativ aufwendig und kostspielig, gibt es heute einfache und günstige Beleuchtungsvarianten wie Lampen mit Leuchtdioden (LED: Licht emittierende Diode) und handelsüblichen Akkus. Auch Knicklichter, die u. a. im Handel für Anglerbedarf erhältlich sind, werden eingesetzt (z. B. KRÖPFLI et al. 2010, WERBA 2012). Während in früheren Arbeiten der genaue Effekt von Fallenbeleuchtung auf die Fängigkeit meist nicht eindeutig belegt werden konnte, wiesen BECKMANN & GÖCKING (2012) bei ihren Untersuchungen mit solarbetriebener LED-Beleuchtung aus preisgünstigen Solargartenleuchten in ORTMANN-Eimerreusen (Abb. 17a, b) eine erhöhte Fängigkeit bei Berg-, Teich- und besonders beim Kammmolch statistisch nach. Während sich die Fängigkeit bei Berg- und Teichmolch etwa um den Faktor 1,5 unterschied, war sie beim Kammmolch sogar um den Faktor 2,5 höher.

Untersuchungen durch GRAYSON & ROE (2007) mit anderen Amphibienarten zeigen ebenfalls eine positive Wirkung des Lichts auf die Fangquoten. Es ist außerdem bekannt, dass sich im Vergleich zu unbeleuchteten Wasserfallen in beleuchteten Wasserfallen Wasserinsekten zahlreich fangen lassen. Für Amphibienlarven und Fadenmolche fehlen noch Untersuchungen wie sie BECKMANN & GÖCKING (2012) für den Fang von Berg-, Teich- und Kammmolch mit beleuchteten und unbeleuchteten Eimerreusen vorgelegt haben. Auch wäre es interessant, die Beleuchtung bei anderen in diesem Kapitel beschriebenen Fallentypen einzusetzen und zu testen, ob sie je nach Fallentyp möglicherweise unterschiedlich stark wirkt.



a)



b)

Abb. 17: ORTMANN-Eimerreuse mit zusätzlich angebrachter Solarleuchte, a) von oben, b) Innenseite des Deckels einer Eimerreuse mit Solarleuchte. Fotos: C. Göcking

Dem Vorteil einer erhöhten Fängigkeit steht eine möglicherweise geringere Standardisierbarkeit gegenüber, da sich verschiedene Lampentypen, Ladezustände der Akkus, wechselnde Witterungsbedingungen und Besonnung der Solarzellen auf die Leuchtintensität und -dauer und damit die Fängigkeit auswirken können.

Eine weitere Beschäftigung mit dem Lichteinsatz in Amphibienfallen und weitere experimentelle Untersuchungen zu diesem Thema erscheinen lohnenswert. Als Lichtquellen sind im Handel z. B. Knicklichter oder LED-Lichtquellen erhältlich, letztere in vielen Modellvarianten mit nur einer Leuchtdiode oder mit flexibel schaltbaren 3-6-9er Leuchtdioden bis hin zu sehr hellen 24-28er Leuchtdioden in einer runden Fassung, die meist batteriebetrieben sind. Im Gegensatz zu batteriebetriebener Beleuchtung mit konstanter Leuchtkraft, kann die Beleuchtung bei solarbetriebenen Lösungen hinsichtlich Leuchtdauer und -intensität in Abhängigkeit von der Sonneneinstrahlung tagsüber und dem davon abhängigen Ladezustand der Akkus schwanken. Werden aufgeladene Akkus eingesetzt (z. B. Mignon-Akkus), kann die Solarzelle aber auch einfach als Dämmerungsschalter dienen. Die Leuchtkraft ist dann über die Nacht nahezu konstant. Bei Einsatz sparsamer Leuchtdioden, halten die Akkus über mehrere Nächte ihre Spannung.

Beleuchtete Fallen in (sehr) trübem Wasser haben eine verringerte Leuchtintensität. Es wäre experimentell zu prüfen, ob dann eine geringere oder sogar keine Lockwirkung von diesen Fallen ausgeht. Die Reaktionen beispielsweise der adulten Molche und Molchlarven, aber auch die Reaktionen von Larven anderer Amphibienarten auf die Fallenbeleuchtung und unterschiedliche Beleuchtungsintensitäten sollten noch eingehender untersucht werden. Die mögliche Anlockung von Prädatoren für Amphibien und deren Larven durch die Fallenbeleuchtung, z. B. Gelbrandkäfern und Gelbrandkäferlarven, sollte in solchen Untersuchungen mitbetrachtet werden.

Auch bei den beleuchteten Fallen werden noch neue Modelle entwickelt. So konnten mit transparenten Schachtelfallen mit auf dem Deckelausschnitt aufgelegter LED-Beleuchtung gute Fangergebnisse bei Molchen erzielt werden (A. Kronshage & I. Hundertmark, unveröffentl., Abb. 18a, b).



a)



b)

Abb. 18: Sehr stabile, transparente Schachtelfallen mit abnehmbarem Deckel, einsetzbar in flachen und tieferen Gewässerbereichen, ohne und mit batteriebetriebener LED-Beleuchtung, a) hohe und flache Schachtelfalle, b) LED-Beleuchtung auf einer Schachtelfalle. Fotos: A. Kronshage

3 Empfehlungen für den praktischen Einsatz

3.1 Grundsätzliche Hinweise

Beim Einsatz von Wasserfallen muss die gute fachliche Praxis gewährleistet sein. Wasserfallen sollten nur von sachkundigen Personen eingesetzt werden. Dazu sind grundsätzlich die folgenden Punkte zu beachten:

Für den Fang mit Wasserfallen und die kurzzeitige Entnahme der Amphibien aus dem Laichgewässer muss eine **artenschutzrechtliche Genehmigung** und in Naturschutzgebieten eine **Betretungsgenehmigung** vorliegen. Diese sind vor Untersuchungsbeginn bei der zuständigen Naturschutzbehörde zu beantragen.

Eine **tierschutzgerechte Konstruktion der Wasserfallen und Exposition** im Gewässer muss gewährleistet sein. Das gilt für Amphibien, für Wasserinsekten, Fische und anderen Beifang in den Fallen. Die Maschen- oder Gitterweiten der Fallen sollen so gewählt sein, dass Amphibienlarven, kleinere, schmale adulte Molche (z. B. Fadenmolche, Teichmolch-Männchen) oder Wasserinsekten nicht in den Gittern oder Maschen stecken bleiben. Die Maschen- oder Gitterweite bzw. die Perforierung einer Wasserfalle sollte idealerweise 1 bis 2 mm betragen. Je enger die Maschen- oder Gitterweite ist, desto weniger besteht die Gefahr, dass z. B. sehr junge Amphibienlarven, vor allem Molchlarven, feststecken bleiben oder beim Versuch herauszuschlüpfen verletzt werden.

Ein **ausreichendes Luftvolumen** muss in den exponierten Wasserfallen im Gewässer im geschlossenen Fallenraum unter Wasser verbleiben oder die Fallen müssen so aufgestellt sein, dass im oberen Fallenteil ein **Kontakt zum Luftraum** an der Wasseroberfläche vorhanden ist. Dies ist dadurch zu erreichen, dass z. B. bei der BIM-Trichterreuse der obere Teil der Falle einige Zentimeter aus dem Wasser herausragt oder die Auftriebskörper an der Eimerreuse bzw. der Gaze-Kastenreuse so platziert werden, dass der obere Fallenkörper aus dem Wasser herausschaut. Der Fang von Amphibien mit vollständig unter Wasser exponierten Fallen ohne Luftvolumen sollte i. d. R. nicht mehr durchgeführt werden. Es besteht Erstickungsgefahr. Nur sehr erfahrene Personen setzen nachts in den Monaten März bis Mai ausnahmsweise noch Kleinfischreusen ohne Schwimmer als Auftriebshilfe maximal zwei bis drei Stunden unter Wasser auf dem Gewässergrund ein, wenn die bereits vorgegebene Untersuchungsmethode bei vorherigen Untersuchungen, z. B. im Rahmen von Artenmonitoring-Projekten, unbedingt vergleichbar bleiben muss. Selbst wenn die Fallen nach relativ kurzer Zeit schon geleert werden, besteht immer die Gefahr einer erhöhten Mortalität unter den Amphibien und Wasserinsekten als Beifänge. Die Fallen können in sauerstoffarme oder nahezu sauerstofffreie tiefere Bereiche des Gewässers geraten. Zudem sind vor allem im Mai und Juni, je nach Witterungsverlauf auch schon im April, die Wassertemperaturen erhöht und der Sauerstoffgehalt im Wasser ist gleichzeitig verringert. Die Amphibien, vor allem adulte Molche, aber auch alle luftatmenden Insekten müssen dann häufiger zum Luftholen an die Wasseroberfläche schwimmen. Auch ist die Kon-

stitution der am Gewässerboden gefangenen Tiere unterschiedlich. Es befinden sich darunter Tiere, die gerade noch zum Luftholen aufgetaucht sind, aber auch solche, deren Zustand ein Auftauchen zum Luftholen bald erfordert.

An den Wasserfällen außen oder innen festangebrachte oder innen eingelegte Schwimmer verhindern durch ihren Auftrieb ein Absinken der Wasserfalle auf den Gewässergrund. Solche Schwimmhilfen (Abb. 19) lassen sich einfach und günstig beschaffen oder selber herstellen. Das können kleine Stücke aus Styropor oder anderem Kunststoff sein, z. B. Teilstücke aus sogenannten Schwimmnudeln (Schwimmhilfen für Kinder, erhältlich z. B. mit den Maßen 1,60 m Länge und 7 cm Durchmesser, ohne Hohlraum), kleinere luftgefüllte PET-Flaschen aus dem Laborbedarfshandel oder, gut geeignet, 0,5-Liter PET-Trinkflaschen mit Schraubverschluss. Bisher üblich ist die Verwendung von Teilstücken aus PE-Dämmschlauchmaterial für Warmwasserleitungen. Das Material ist mit unterschiedlichen Durchmessern erhältlich, hat aber einen Hohlraum und trocknet dadurch vergleichsweise langsam ab. Zudem können sich dort Wasserorganismen verstecken und später, nach Einholen der Fallen, vertrocknen. Der Nachteil des Hohlraumes entfällt, wenn der PE-Schlauch längs aufgeschnitten wird und dann jeweils die Hälften als Schwimmer verwendet werden.

Mit Blick auf die Diskussion zur möglichen Ausbreitung des Chytrid-Pilzes (siehe unten) und der ungewollten Verschleppung von Arten, scheint daher das bisher häufig verwendete Rohrisolierungsmaterial mit Hohlraum weniger geeignet. Es könnte zukünftig z. B. durch kleine luftgefüllte 0,5-Liter PET-Flaschen ersetzt werden. Die Schwimmer müssen an den Fallen so angebracht oder eingelegt sein, dass oben in der Falle ein ausreichendes Luftvolumen vorhanden ist, das mindestens zwei bis drei Zentimeter in der Höhe erreichen sollte.



Abb. 19: Verschiedene Schwimmhilfen zur Einlage in Wasserfällen oder zur äußeren Befestigung an den Fallen. Von links nach rechts: 0,5-Liter PET-Trinkflaschen, kleine PET-Flasche aus dem Laborbedarf, Styroporstück, PE-Dämmschlauchmaterial zur Rohrisolierung, Teilstücke aus Kinder-Schwimmhilfen („Schwimmnudeln“), Markierungs-Schwimmer. Foto: A. Kronshage

Das **Wiederfinden aller ausgelegten Fallen ist in jedem Fall zu gewährleisten**. Vergessene oder nicht wiedergefundene Wasserfallen sind dauerhafte **Todesfallen für Amphibien** und andere Gewässerorganismen. Deshalb ist bei jeder Fallenauslage die **Anzahl der ausgelegten Fallen zu notieren**. Ein Stock am Ufer, verbunden mit der Falle oder ein farbiger Schwimmer dienen, außer zur Befestigung auch dem schnellen Wiederfinden der Fallen in vegetationsreichen Uferpartien. Flaschenfallen sollten zum besseren Wiederfinden nur in Dreiergruppen ausgelegt werden (SCHLÜPMANN 2007, 2009, 2014).

Die Positionierung der Fallen muss so erfolgen, dass die Fallen für die Tiere nicht zur Gefahr werden. Das bedeutet, schwimmende Fallen sind mit sicheren Schwimmern zu versehen, um ein Abtauchen zu verhindern und mittels (Maurer) Schnur an einem am Ufer befestigten Stock oder Hering (aus dem Campingbedarf) zu befestigen. Bei Gewässern mit einer künstlichen Abdichtung, z. B. Folienteiche, ist darauf zu achten, dass der Untergrund durch solche spitzen Gegenstände nicht beschädigt wird.

Über die Befestigungsschnur sind die Fallen vom Ufer aus leicht wieder einzuholen. Bei Uferfallen, z. B. den Flaschenreusen, ist eine sichere Befestigung zwingend, um ein Abtreiben und Abtauchen zu verhindern. In Gewässern mit kurzzeitigen Wasserstandsschwankungen dürfen nur schwimmende Fallen eingesetzt werden (SCHLÜPMANN 2009, 2014). Auf eine sichere und sorgfältige Verankerung von Flaschenreusen an Gewässeruferrn, die von Enten, Gänsen, Nutrias oder Bisamratten bevölkert sind, ist auch zu achten.

Die **Auslage der Wasserfallen muss ufer- und vegetationsschonend erfolgen**. Einige leichte Wasserfallentypen, die an einer Schnur befestigt sind, können durch Auswerfen und anschließender Befestigung mit einem Stock oder einem Hering am Ufer vegetationsschonend ausgelegt werden. Zudem gibt es die Möglichkeit, mit einem Teleskopstiel mit Endhaken zu arbeiten. Am Endhaken werden die Wasserfallen, die mit einer Leine und einem Schwimmer versehen sind, beim Ausbringen und Einholen temporär befestigt und können so vom Ufer aus weiter in das Gewässer hinein gesetzt werden (NEUMANN et al. 2010). So gelangt man auch gut an unzugängliche oder sensible Bereiche.

Die Störungen an einem Gewässer bei der Fallenauslage, unter anderem für Brutvögel, sind so gering wie möglich zu halten.

Um die **Fängigkeit der Fallen** zu gewährleisten ist bei der Auslage darauf zu achten, dass die Fangtrichtereingänge nicht mit Unterwasservegetation verstopft sind. Als Abstand zwischen den ausgelegten Fallen (bzw. Standorten bei Flaschenreusen) werden mindestens drei Meter vorgeschlagen, um eine gegenseitige Beeinflussung zu minimieren.

Die **Beködierung von Fallen wird abgelehnt**. Beköderte Fallen können Molche anlocken (NEUMANN et al. 2010). Mit der Beködierung, z. B. mit einem Stück roher Schweineleber, werden aber auch Prädatoren wie Schwimmkäfer (*Dytiscidae*) in sehr großer Zahl angelockt, was sich Coleopterologen (Käfer-

kundler) seit langem zu Nutze machen, um sie zu fangen. Kaulquappen, Molchlarven oder junge Molche sind aber die Beutetiere der Schwimmkäfer.

Ein **tierschutzgerechter Umgang mit den Fängen und Beifängen** (Wasserinsekten, Fischen, Schnecken u. a.) in den Fallen wird vorausgesetzt. Vor allem aus Fallentypen mit Netz- oder Gitterstrukturen müssen daran haftende Amphibienlarven und Insekten, z. B. Wasserskorpione, Stabwanzen oder Libellenlarven, vorsichtig entnommen werden. Die Fallen müssen bei der Kontrolle sorgfältig nach versteckten Amphibien und anderen Tieren in den Ecken der Falle und in Hohlräumen der Schwimmer abgesucht werden.

Wird der Falleninhalt bei der Leerung in ein Handsieb gegeben (vgl. SCHLÜPMANN 2014), sollte dieses (Küchen)Sieb aus sehr engmaschigem, flexiblem Material bestehen (Hartplastik und Metall sind ungeeignet), so dass die kleinsten Wasserorganismen nicht durchschlüpfen können oder eine Verletzungsgefahr besteht. Wesentlicher Vorteil des weichen Kunststoffsiebes ist, dass Tiere dem Sieb einfacher und schonender entnommen werden können.

Bei der Leerung von Wasserfallen aufgefundene **tote Amphibien bzw. Reptilien (Ringelnattern) sind im Untersuchungsbericht zu dokumentieren** (Art, Anzahl) und auf evtl. vorhandene offensichtliche Verletzungen, z. B. Verletzungen durch Prädatoren, im Gelände zu untersuchen. Dadurch entsteht ein besseres Bild über evtl. Verluste, die, auch wenn sie nur selten auftreten, i. d. R. in den Ergebnisberichten nicht erwähnt werden. Ursache für Mortalität können auch (extreme) Schlechtwetterereignisse sein, wenn z. B. bei größeren Gewässern durch Wind oder Wellenschlag Fallen ohne Schwimmer, z. B. Flaschenfallen, in der Nacht absinken bzw. vom Wasser überspült werden. Eine gute Befestigung sollte ein Absinken aber verhindern. Gut erhaltene tote Exemplare, auch der Beifänge sollten in Museumssammlungen überführt werden.

Die gefangenen Tiere sollen möglichst **in unmittelbarer Nähe zum Ort der Fallenauslage** wieder in das Gewässer zurückgesetzt werden.

Bei sehr ungünstigen **Wetterbedingungen** ist eventuell auf die Auslage von Flaschenfallen, die im flachen Uferbereich exponiert sind, zu verzichten. Dazu gehören Starkregenereignisse, die ein Ansteigen des Wasserspiegels und eine Überflutung der Fallen erwarten lassen, oder bei sehr langer Exposition der Fallen sehr heiße Tage mit starker Sonneneinstrahlung, die zu einer Überhitzung der Fallen führen können. Wind und Wellenschlag, die Flaschen losreißen und absinken lassen könnten, sind nur bei größeren Gewässern wie Baggerseen von Bedeutung, die aber selten beprobt werden. Schwimmfallen sind von einer Überflutung generell nicht beeinträchtigt.

Die Dokumentation der Fallentypen, der Auslageorte, der Anzahl der Fallenöffnungen, der Fallenzahlen und Expositionszeiten gewährleistet eine Vergleichbarkeit bei Wiederholungskartierungen im selben Jahr oder im Abstand von mehreren Jahren. Sie ist nicht nur bei der Untersuchung größerer Gewässer hilfreich. Notiert werden sollten die Anzahl der Fallen und des Fallentyps, der

Auslageort und seine Strukturen im Gewässer, z. B. Ufer- und Vegetationsstrukturen, sowie die Abstände der ausgelegten Fallen. Die Dokumentation sollte über eine Beschreibung, lagegenaue Skizzen oder Fotos vorgenommen werden, wie das z. B. in Bayern bei Kammolch-Kartierungen in Natura2000-Gebieten erfolgt. Eine **Dokumentation von Wassertemperatur und Witterungsverhältnissen** ist bei der Fallenauslage und bei der Fallenleerung sinnvoll.

Insbesondere bei der Untersuchung von Gewässern im Siedlungsraum oder von Wegen aus gut erreichbaren Gewässern sollten ggf. **Hinweisschilder auf oder an den Fallen** den Zweck der Fallenauslage und einen Ansprechpartner nennen, am besten die Organisation und/oder den Auftraggeber (Stadt, Kreis, Behörde). Nicht nur in solchen Gewässern sollten die Fallen, soweit möglich, unauffällig exponiert werden. Durch unbefugte Personen und deren Umgang mit aufgefundenen Wasserfallen können Wasserfallen zu Todesfallen für Amphibien werden. Im Uferbereich ausgelegte Flaschenfallen und Kleinfischreusen können mit etwas Vegetation verdeckt werden. Bei einer Abdeckung der Flaschenfallen mit Vegetation ist darauf zu achten, dass die nach oben gerichteten Luftlöcher nicht vollständig zugedeckt werden. Die Verankerung von Schwimmfallen sollte möglichst nicht am Ufer sondern in einigem Abstand (mit dem Arm vom Ufer aus nicht erreichbar) angebracht werden. Heringe aus Hartplastik, wie sie im Campingbedarfshandel erhältlich sind, haben sich zur Befestigung am Ufer besonders bewährt.

Um eine **Verschleppung von Wasserpflanzen und Kleintieren** zu vermeiden, sollten die Wasserfallen vor ihrem nächsten Einsatz von anheftendem Pflanzenmaterial gründlich gereinigt werden, z. B. von Wasserlinsen und Teilen der Wasserpest. Auch Mikroorganismen und wirbellose Tiere können beim Einsatz der Wasserfallen verschleppt werden.

Die Gefahr der **Ausbreitung des Chytridiomykose-Erregers** (*Batrachochytrium dendrobatidis*) und die dadurch entstehende potenzielle Gefahr für Amphibien wird in den letzten Jahren zunehmend diskutiert (u. a. SCHMIDT et al. 2009, BÖLL 2014). Der Pilz kann sich über alle Materialien ausbreiten, die im Gewässer eingesetzt werden und feuchte Anheftungen haben, wie Kescher, Stiefel oder Wasserfallen, aber auch Angeln, Hunde, Wasservogel und Sportler.

Eine Desinfektion der Materialien mit gewässerschädlichen Mitteln wird abgelehnt. Empfohlen wird die vollständige Abtrocknung der Materialien über (mindestens) einen Tag, wodurch der Pilz abgetötet wird (u. a. BÖLL 2014). Die Exposition der Geräte in der Sonne beschleunigt den Trocknungsprozess. Das für Bayern gültige Merkblatt zur Chytrid-Pilz Prävention wurde aus der Schweiz übernommen. In Bayern und der Schweiz gibt es z. B. die Vorgaben, Kescher und Stiefel nicht feucht von Gewässer zu Gewässer zu transportieren. In der Schweiz erfolgt eine Desinfektion der Geräte und Materialien mit Alkohol, durch Eintauchen in alkoholgefüllte Eimer oder durch Absprühen mit Alkohol. Hände können mit Javel-Wasser oder Alkohol gewaschen werden.

Bei $> 32\text{ °C}$ ist der Chytrid-Pilz nicht überlebensfähig, bei $> 26\text{ °C}$ stark im Wachstum eingeschränkt (u. a. BÖLL 2014). Als Bekämpfungsmaßnahme denkbar, aber noch zu entwickeln, wäre daher eine thermische Behandlung der Materialien (siehe hierzu CHATFIELD & RICHARDS-ZAWACKI 2011, GEIGER et al. 2011). Diese Methode ist zwar aufwändiger, in der Anwendung aber schneller durchzuführen als das Austrocknenlassen der Materialien ohne Hilfsmittel. Die vollständige Austrocknung überlebt der Chytrid-Pilz nach bisherigem Kenntnisstand nicht.

Die Wasserfallen sollten mit Blick auf die Verschleppung des Chytrid-Pilzes so konstruiert sein, dass sie schnell in allen Bereichen abtrocknen, bevor sie von einem zum nächsten Gewässer gebracht werden. Auf ein vollständiges Abtrocknen ist z. B. bei Fallenmodellen mit Klettverschlüssen und Rohrisolierungsmaterial mit Hohlräumen besonders zu achten. Hier können Materialoptimierungen hilfreich, vielleicht bald aufgrund von EU-Vorgaben sogar erforderlich sein, die dazu beitragen, dass die Fallen gut und schnell abtrocknen. Die Anschaffung eines zweiten oder dritten Fallensets hilft, Engpässe in den Abtrocknungszeiträumen zu vermeiden.

Als Ersatz der gerne als Schwimmer verwendeten Kunststoff-Rohrisolierung (Teilstücke aus PE-Dämmschlauchmaterial für Warmwasserleitungen), z. B. an den Eimerreusen, kommen verschiedene Auftriebsmaterialien in Frage (siehe oben). Es sollte eine konsequente Anwendung der vorbeugenden Maßnahmen gegen die Ausbreitung des Chytrid-Pilzes erfolgen (u. a. BÖLL 2014), da sich grundsätzlich alle einheimischen Amphibien mit dem Chytrid-Pilz infizieren können (z. B. OHST et al. 2011) und der Pilz noch nicht überall vorkommt.

3.2 Erhebung der Daten und Bewertung der Ergebnisse

Die Bewertung der Fangergebnisse ist nicht einfach. Es bestehen nach wie vor ungeklärte Aspekte beim Einsatz der Fallen und der durch den Fallenfang gewonnenen Ergebnisse (u. a. GLANDT 2014). So sind neben populationsökologischen Aspekten auch standortspezifische Gegebenheiten bei der Interpretation der Fangergebnisse zu berücksichtigen und machen eine Standardisierung schwierig. Die Kenntnis und Erfahrung des Bearbeiters spielen ebenso eine Rolle beim Einsatz von Wasserfallen. Faktoren, die einen Einfluss auf den Fallenfang haben, sind u. a. der Ort der Fallenauslage, der Fallentyp, die Zielarten und ihre Entwicklungsstadien oder auch die Witterung.

Einige häufig angesprochene Punkte sind beispielsweise:

- Welche Umweltfaktoren wirken auf die Fängigkeit der Fallen ein?
- Zu welchem Zeitpunkt der Laichsaison werden mehr Tiere gefangen und warum?
- Welche Rolle spielen beim Fang die räumliche Verteilung und zeitliche Dichten der Amphibienarten, Prädation und Wassertemperaturen für die Aktivität?
- Wie hoch ist die Fluchtquote aus den Fallen?

- Lernen die Tiere Fallen zu vermeiden, was bei einem dauerhaften Falleneinsatz von Belang sein könnte?
- Spielen hormonelle Lockstoffe (Pheromone) von gefangenen Weibchen eine Rolle bei der Anlockung von Männchen in die Falle?

3.2.1 Fallentyp, Ort der Fallenauslage, Arten und Entwicklungsstadien

Für die verschiedenen Wasserfallentypen gibt Tabelle 2 einen Überblick zur Fängigkeit und zum Auslageort in einem Gewässer.

Die Gewässerstrukturen (Morphologie mit flachen Uferbereichen und tieferen Übergangsbereichen, Vegetation) und die Besonnung sind von Bedeutung für den Ort der Fallenauslage. In einem Gewässer kann es für den Fang von Amphibien kleinräumig günstige, z. B. vegetationsreiche, sonnenerwärmte Uferbereiche oder ungünstige, tief beschattete Bereiche sowie Bereiche mit steilen Ufern und fehlender Vegetation geben. Die Amphibien sind in einem Gewässer daher nicht gleichverteilt und können gehäuft an einer Stelle oder breit gestreut auftreten, vor allem in strukturreichen größeren Gewässern.

Eine umfangreiche Untersuchung, die unter anderem die unterschiedlichen Fangeffektivitäten berücksichtigt, führte ORTMANN (2009) über mehrere Jahre am Kammmolch durch. Die Ergebnisse zeigen, dass der lokalen Disposition der Fallen eine bedeutende Rolle zukommt und Gewässerstruktur und submerse Vegetation einen großen Einfluss auf die Fangergebnisse haben.

Tab. 2: Fängigkeit und Auslageorte verschiedener Wasserfallentypen im Gewässer.

Fallentyp	Fängigkeit				Auslageort im Gewässer
	adulte Molche ¹	Molchlarven ¹	andere adulte Amphibien (Anuren) ¹	andere Amphibienlarven (Anuren) ¹	
BIM-Trichterreuse	xxx	xxx	xxx	xxx	tieferer Bereiche
Gaze-Kastenreuse (Modell I / Henf-Reuse, Modell II)	xx	xx	xx	xx	tieferer Bereiche (> 50 cm)
Ortmann-Eimerreuse	xx	xx	x	xx	tieferer Bereiche (> 40 cm)
Flaschenfallen (3er-Gruppe) ²	xxx ²	xxx ²	n ²	xxx ²	sehr flache Bereiche / ufernah
Kleinfischreusen, zusammenfaltbar					
Behr-Kleinfischreuse	xx	x	n	x	flache Bereiche / ufernah ³
Jenzi-Kleinfischreuse	xx	x	n	x	flache Bereiche / ufernah ³
Cormoran-Kleinfischreuse	xx	x	n	x	flache Bereiche / ufernah ³
andere Kleinfischreusen ⁴	xx	x	n	x	flache Bereiche / ufernah ³
Kleinfischreusen, zusammensteckbar					
Minnow Trap G48 ^{5,6}	xx	6	n ⁶	6	flache Bereiche / ufernah
Minnow Trap G40 opt. ^{5,6}	xx	6	n ⁶	6	flache Bereiche / ufernah
weitere Fallentypen					
Schachtelfallen, Beutel-Box-Fallen, Röhrenfallen, Lichtfallen u. a. ⁷	xx ⁷	x-xx ⁷	n - x ⁷	x - xx ⁷	tieferer Bereiche ⁷

xxx: sehr gut geeignet, xx: gut geeignet, x: weniger gut geeignet, n: nicht geeignet (schließt aber je nach Fallentyp nicht aus, dass vereinzelte Tiere, z. B. Wasserfrösche, gefangen werden)

¹ je nach Fallentyp und Molchart bzw. Anurenart aber unterschiedliche Fängigkeit, z. B. bei Kamm- oder Bergmolch; siehe Erläuterungen im Text

² Bewertung der Fängigkeit in Bezug auf eine 3er-Gruppe von Flaschenfallen (vgl. Schlüpman 2009)

³ Kleinfischreusen, die sich sehr gut werfen lassen, können oberflächennah auch in tieferen Wasserbereichen eingesetzt werden, wenn sie mit einer Schwimmhilfe, z. B. einer leeren, kleinen PET-Flasche und Luftvolumen ausgestattet sind.

⁴ nur geeignet bei einem Durchmesser der inneren Trichteröffnung von ca. 5 cm und Maschenweiten von etwa 3 mm (ideale Maschenweiten wären 1 bis 2 mm)

⁵ siehe Text; Modell G40 opt. ist eine optimierte Version mit nachträglicher Verkleinerung der Gitterweite

⁶ in der Testphase, weitere Untersuchungen sind notwendig

⁷ Eine detaillierte, typenbezogene Darstellung kann hier nicht vorgenommen werden. Details zur Fängigkeit der jeweiligen Fallentypen, vor allem auch zum Einfluss einer Beleuchtung in der Falle, sind der Literatur zu entnehmen.

Eine sehr große Bedeutung hat die Frage, ob die Fallen am Ufer ausgelegt werden oder ob sie etwas entfernt davon Richtung Gewässermitte ausgebracht werden. Am Ufergrund positionierte Fallen zeigen eine signifikant größere Fängigkeit bei fast allen Arten, Geschlechtern und Stadien (vgl. SCHLÜPMANN 2009, 2014, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Der Uferbereich und die ufernahen Bereiche sind von den meisten Amphibien besser besiedelt als die Freiwasserzone. Ausnahmen sind Kammmolch-Männchen und -Larven, sowie Teichmolch-Männchen, die bevorzugt mit schwimmenden Fallen gefangen werden. Die Männchen des Teich- und des Kammmolches halten sich gerne in tieferen Gewässerbereichen auch freischwimmend auf (GRIFFITHS & MYLOTTE 1987, GROSSE 1994, SCHLÜPMANN 2009, 2014, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Für Kammmolch-Weibchen und Wasserfrosch-Kaulquappen scheint die Frage, ob Uferauslage oder nicht, dagegen keine Rolle zu spielen. Bei vom Ufer entfernt positionierten Fallen ist die Fängigkeit in den meisten Fällen umso größer, je näher die Falle an den Grund reicht (BLIESENER 2010, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Der Berg- und der Fadenmolch, aber auch die Weibchen des Teichmolches leben wie fast alle kleinen Molche bevorzugt benthisch (SCHLÜPMANN 2014, BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Zu ihrem Nahrungsspektrum gehören zahlreiche benthische Organismen (vgl. z. B. BERGER & GÜNTHER 1996). Die Individualität des Gewässers mit seinen Strukturen spielt gleichfalls eine Rolle (BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014). Eine repräsentative Verteilung einer nicht zu geringen Zahl von Ufer- und schwimmenden Fallen kann solche Lageeffekte deutlich verringern.

Die verschiedenen Fallenmodelle zeigen eine unterschiedliche Fängigkeit (siehe auch Abschnitt 2, Tab. 2, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009, GLANDT 2011, 2014). Die BIM-Trichterreuse hat sich als sehr geeignet zum Fang von Schwanz- und Froschlurchen aller Stadien erwiesen. Mit allen anderen Fallenmodellen werden im Wesentlichen die Molcharten und – abgesehen von grobmaschigen Reusen – auch Schwanz- und Froschlurchlarven gefangen. Für eher pelagisch, im Freiwasser, lebende Arten sind die schwimmenden Eimerreusen oder Gaze-Kastenreusen besonders gut geeignet. Das gilt z. B. für Teichmolch-Männchen, Kammmolch-Männchen und die Kammmolchlarven (s. o.). Die Gaze-Kastenreuse ist zusätzlich auch sehr fängig für Wasserfrösche. Bei den Flaschenfallen im flachen Uferbereich liegen die Öffnungen stets am Boden, wodurch benthische und uferorientierte Tiere bevorzugt gefangen werden (s. o.). Werden Eimerfallen, Kleinfischreusen oder Gaze-Kastenreusen am Ufer aufgestellt, werden auch mit diesen Fallen teilweise benthisch lebende Tiere gefangen. In diesem Fall müssen stets die Anzahl der Reusenöffnungen, die unter der Wasseroberfläche liegen, notiert werden, die Bodenöffnung der Eimerfallen ist aber abzuziehen. Die Anzahl der fängigen Öffnungen ist bei der Auswertung zu berücksichtigen.

Kleinfischreusen sind, vorausgesetzt es handelt sich um ein geeignetes Modell, für sämtliche Molcharten gut fängig. Anuren werden dagegen nur selten gefangen. Je nach Auslageort der Fallen, z. B. flache, ufernahe oder eher tiefere Bereiche, bestehen auch Unterschiede bei der Larvenerfassung (vgl. Beschreibung der Fallen in Abschnitt 2 und Tab. 2).

3.2.2 Witterung

Eine relativ niedrige Wassertemperatur im Frühjahr in (sehr) kühlen Phasen im April und bis in den Mai, kann zu einer geringeren Aktivität der Amphibien im Wasser führen. Die geringere Aktivität kann dann die Fallenfänge beeinflussen. Bei vergleichsweise niedrigen Fangquoten im April (Mai) mit sehr kühler Frühjahrswitterung ist zu berücksichtigen, ob schon der Großteil der Amphibien in das Gewässer gewandert ist, das Gewässer evtl. temporär auch schon verlassen hat oder ob sich die Anwanderung aufgrund niedriger Lufttemperaturen oder fehlendem Regen über einen längeren Zeitraum hinzieht. Eine zu frühe Fallenauslage ist dann nicht günstig, eine zu späte auch nicht. Bei einer relativ späten Fallenauslage (nur im Mai) können z. B. die ersten Molche das Gewässer bereits wieder verlassen haben.

SEWELL et al. (2010, zit. in SEWELL et al. 2013) stellten bei Untersuchungen zum Kammmolch in Großbritannien fest, dass es einen Zusammenhang zwischen den nächtlichen Wassertemperaturen im Gewässer und dem Nachweis des Kammmolches gibt: Bei niedrigen Wassertemperaturen von 10 °C und weniger waren zum erfolgreichen Nachweis des Kammmolches mehr Begehungen an einem Gewässer erforderlich.

3.2.3 Aktivitätsdichten und Populationsgrößen

Beim Fang von Amphibien mit Wasserfallen werden **Aktivitätsdichten** (Fallenfanzahlen) ermittelt, **keine Siedlungsdichten** (Abundanz, z. B. angegeben als Individuen pro m² oder pro m³). Dennoch ist anzunehmen, dass die Aktivitätsdichte grob proportional mit der Abundanz wächst, auch wenn nicht zu verkennen ist, dass viele andere Faktoren Einfluss nehmen und im Einzelfall die Relation auch sehr stark abweicht.

Die Aktivitätsdichte kann zeitlich sehr unterschiedlich sein und wird z. B. von der Umgebung beeinflusst. Konkrete Rückschlüsse auf die Größe der Population sind nicht möglich. Der standardisierte Einsatz von Reusenfallen zur Ermittlung der Aktivitätsdichten ist ein Ansatz, um eine gute Vergleichbarkeit der Daten über Raum und Zeit und unabhängig von der Person zu erhalten.

Nur bei der Verwendung von Fang-Wiederfang-Methoden können Aussagen zum realen Amphibienbestand sowie zur Siedlungsdichte gemacht werden. Fang-Wiederfang-Methoden sind aber wegen des hohen Aufwandes im FFH-Artenmonitoring und anderen Bestandserfassungen nicht vorgesehen und bleiben zumeist speziellen populationsökologischen Studien vorbehalten. Eine weitere Methode zur Ermittlung der realen Populationsgrößen ist die Gewässerabzäunung mit Erfassung der zur Laichzeit anwandernden Amphibien in Landfallen am Zaun, wobei auch diese Methode nicht in allen Fällen exakte Daten liefert (vgl. BAKER 1999, ORTMANN et al. 2005).

Zu den Begriffen „Fängigkeit“, als ein Maß für die Zahl der gefangenen Amphibienarten, Geschlechter und Stadien eines Fallentyps im Vergleich zu anderen Fallentypen, und „Fangeffektivität“, als ein Maß, das Bezug auf die tatsächliche Populationsgröße nimmt, siehe GLANDT (2014).

Zur **Berechnung der Aktivitätsdichte** unter Berücksichtigung der Anzahl der Fallenöffnungen kann die folgende Formel verwendet werden (vgl. SCHLÜPMANN 2009), idealerweise mit Bezug auf 100 Fallenöffnungen:

$$A_s = \frac{N_s * 100}{N_o * T}$$

A_s = Aktivitätsdichte für Art, Geschlecht und Stadium

N_s = Anzahl der gefangenen Tiere nach Art, Geschlecht und Stadium

N_o = Anzahl der funktionsfähigen Fallenöffnungen

100 = Faktor für die Umrechnung auf 100 Fallenöffnungen

T = Anzahl der Nächte von Aufstellung bis Leerung i.d.R.1

Zu beachten ist, dass bei der Errechnung der Aktivitätsdichte die Ergebnisse für die unterschiedlichen Fallentypen nicht zusammengefasst werden können. Dies ist nur bei Fallen zulässig, deren Fallenöffnungen vergleichbar sind (z. B. Flaschen- und Eimerfallen).

Die Bewertung der Aktivitätsdichte erfolgt damit unter Berücksichtigung der Expositionsdauer, wobei die Expositionszeit pro Nacht jeweils möglichst einheitlich sein sollte, und der Anzahl der Fallenöffnungen. Vergleiche zwischen verschiedenen Gewässern, Gewässerzonen und zu unterschiedlichen Fangterminen sind dabei unabhängig von eventuell wechselnden Reusenzahlen möglich (vgl. Beispiele bei SCHLÜPMANN 2009, 2014). Aktivitätsdichten werden in der Freilandökologie bei Fallenfängen vielfach verwendet (HEYDEMANN 1958, MÜHLENBERG 1989, SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Es handelt sich zudem um eine Maßzahl, die mit dem CPUE (Catch per Unit Effort) aus der Fischerei vergleichbar ist, bei der also der betriebene Fang-Aufwand herausgerechnet wurde.

Bei der Dateninterpretation sollte die Gewässergröße, die Anzahl der Reusen und der Reusenöffnungen sowie der Auslageort der Fallen und die Wassertemperatur berücksichtigt werden. Eine repräsentative Fallenauslage deckt die verschiedenen Bereiche eines Gewässers unter Berücksichtigung ihres Flächenanteils ab, z. B. besonnte und halbschattige, flache und etwas tiefere sowie vegetationsreiche Partien und Übergänge zum Freiwasser.

Neben der realen Populationsgröße bleibt auch das tatsächliche Geschlechterverhältnis im Gewässer unbekannt. Ein nachweislich unterschiedliches Verhalten von Männchen und Weibchen (vgl. hierzu z. B. BLIESENER & SCHLÜPMANN 2014, SCHLÜPMANN 2014 für Teich- und Kammolch) lässt anhand von Aktivitätsdichtedaten aus Reusenfängen ohne Fang-Wiederaufnahme-Untersuchungen keine genauen Aussagen zum realen Geschlechterverhältnis zu. Andererseits

ist die Geschlechterrelation ohnehin starken Schwankungen von Gewässer zu Gewässer und von Jahr zu Jahr unterworfen und wird von der statistisch unterschiedlichen Ab- und Anwanderung beeinflusst, ist aber bei Molchen in der Summe annähernd ausgeglichen (SCHLÜPMANN 2013). Eine praktische Relevanz das örtliche Zahlenverhältnis zu ermitteln besteht in den meisten Monitoringprojekten daher nicht.

Eine Standardisierung der Wasserfallenmethode ist abhängig von den Strukturen im Gewässer und weiteren Gewässerparametern sowie von der sorgfältigen Exposition der Fallen. Wenn im Rahmen eines Monitorings, z. B. des FFH-Artenmonitoring Kammolch, der Zustand der „Population“ anhand der ermittelten Aktivitätsdichten überwacht wird, so muss eine ausreichende Stichprobenanzahl (Reusen und/oder Fangnächte) vorliegen, dann verhält sich die Aktivitätsdichte (mit erheblicher Streuung) proportional zur realen Populationsgröße bzw. Siedlungsdichte (WEDDELING 2013).

Wenn eine Aussage über die Bedeutung von Vorkommen im Vergleich zu anderen Vorkommen gewünscht ist, ist auch eine zumindest sehr grobe Einschätzung der Populationsgröße erforderlich und müsste näherungsweise in die Bewertung mit einfließen. Neben der Aktivitätsdichte wäre dann auch die Größe des Gewässers zu berücksichtigen.

3.3 Vorhandene Empfehlungen für das FFH-Monitoring des Kammolchs

Die ersten Empfehlungen zur Erfassung von Arten des FFH-Anhangs II stellten MINTEN & FARTMANN (2001) vor. Darin gab es z. B. den Vorschlag, mit der BIM-Trichterreuse den Kammolch zu erfassen. Zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland wurden dann später im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) die Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites Monitoring überarbeitet (PAN & ILÖK 2010a). Daran arbeiteten auch die Länderfachbehörden, das BfN und externe Experten mit. Die Ziele und Methoden des bundesweiten FFH-Monitorings am Beispiel der Amphibienarten, darunter der Kammolch, stellen z. B. WEDDELING et al. (2009) vor.

Bezogen auf den **Kammolch** und die anzuwendende Erfassungsmethode beim FFH-Artenmonitoring machen PAN & ILÖK (2010b) die im Folgenden angeführten Empfehlungen:

- Vorgeschlagen wird pro sechsjährigem Berichtszeitraum ein Untersuchungs-jahr.
- Pro Untersuchungs-jahr und Gewässer werden drei Fangnächte methodisch empfohlen.
- Habitatqualität und Beeinträchtigungen werden im Berichtszeitraum einmalig erhoben.

- Um die „Populationsgröße“ abzuschätzen, sollen in drei Fangnächten in der Zeit von Mitte April bis Ende Juni Reusenfallen (Geflecht-, Eimer- oder Kleinfischreusen sowie in sehr flachem Wasser auch Flaschenreusen) ausgelegt werden.
- Als Richtwert gilt 1 Falle/10 m², maximal 10 Fallen je Gewässer.
- Die Fallen werden über Nacht exponiert.
- Zur nächtlichen Exposition wird ergänzt (S. 137): „Bei komplett submersen Fallen besteht die Gefahr, dass die Tiere unter ungünstigen Verhältnissen ersticken können. Die Exposition sollte in diesen Fällen nicht über fünf Stunden liegen. Bei stark eutrophen Gewässern mit am Gewässergrund anaeroben Verhältnissen sollte die Expositionszeit maximal drei Stunden betragen“.
- Die Fallen sind nur bei Wassertemperaturen unter 15 °C auszubringen.
- Ein schonender Reuseneinsatz wird verlangt.
- Eine Individual-Erkennung der Tiere ist nicht erforderlich.
- Als Zählgröße ist vorgegeben: Maximale Aktivitätsdichte aus drei Fallennächten (Aktivitätsdichte = Anzahl gefangener Individuen je Fallennacht x 100/Anzahl der Reusenöffnungen, differenziert nach Geschlechtern [maximaler Wert für Weibchen plus für Männchen, kann addiert werden]).
- Um die Zahlen besser vergleichen zu können, sollen die Anzahl der exponierten Reusen, der Reusenöffnungen, die Fangdauer sowie der Fallentyp jeweils zusätzlich notiert werden.

Hingewiesen wird in der Methodenbeschreibung darauf, dass sich eine Populationsstruktur damit kaum praktikabel erfassen, und lediglich das Vorhandensein bzw. das Fehlen von Reproduktionsnachweisen als Indiz für die Populationsstruktur herangezogen werden kann.

Beim letzten Reusentermin können vorhandene Larven durch Keschern und, je nach Reusentyp, Beifänge in den Reusen zusätzlich erfasst werden.

Diese Vorgaben und Hinweise setzen die einzelnen Bundesländer in jeweils eigene Erfassungsbögen für die FFH-Arten um. Sie können in ihren Details je nach Bundesland unterschiedlich sein. So werden z. B. in Hessen i. d. R. an zwei Terminen für adulte Kammolche und an einem Termin für den Reproduktionsnachweis Fallen ausgelegt (W. Herzog, schriftl. Mittel.). In Schleswig-Holstein werden jeweils Ende April und Anfang bis Mitte Mai Reusen ausgelegt und Mitte Juli wird zwecks Reproduktionsnachweis nach Larven gekeschert. Dabei ist der Einsatz von Kleinfischreusen ohne Köder vorgesehen. Je nach Wassertemperatur darf die Exposition sechs Stunden nicht überschreiten (M. HAACKS, schriftl. Mittel.).

In Nordrhein-Westfalen sind für die Kammolch-Erfassung im Artenmonitoring die folgenden Vorgaben innerhalb eines Berichtszeitraumes mit einem Untersuchungsjahr vorgesehen (Bewertungsbogen mit Erläuterungen siehe z. B. www.lanuv.nrw.de / <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/102343.pdf>):

- Untersuchungszeitraum Mitte April bis Anfang Juni. Darin liegen drei Termine:
 1. Termin mit Reusenfang (Adulti) und Sichtbeobachtung (Adulti, Laich)
 2. Termin mit Reusenfang (Adulti, ggf. Larven) und Sichtbeobachtung (Adulti, ggf. Laich/Larven)
 3. Termin mit Reusenfang (Adulti, späte Larven/ggf. Jungtiere) und Sichtbeobachtung (Adulti, Metamorphose/ggf. Jungtiere).
- Reusenfang, Sichtbeobachtung und Kescherfang (nur, wenn ein Reusenfang nicht möglich ist) werden methodisch beschrieben.
- Beim Reusenfang wird der Einsatz von Flaschenfallen oder ORTMANN-Eimerreusen vorgeschlagen.

In Bayern ist für die Kammolcherfassung in FFH-Gebieten ein Untersuchungstermin vorgesehen. Dabei werden klare, vegetationsarme Gewässer im Zeitraum von Mitte März bis Mitte April abgeleuchtet und bekeschert, in schlecht einsehbaren Gewässern werden zwischen Mitte April und Mitte Mai Kastenfallen oder Kleinfischreusen für 10 bis 12 Stunden ausgebracht. Bei warmen Temperaturen (nicht näher definiert) nur für vier bis sechs Stunden. Pro Kleingewässer werden zwei bis drei Fallen, in Gewässern bis 0,5 ha fünf Fallen und in größeren Gewässern entsprechend mehr Fallen ausgebracht. Die Lokalisation der Fallen muss dokumentiert werden. Wenn ein bis zehn Kammolche in einem Gewässer gefangen wurden, wird in einem zweiten Durchgang im Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte August nach Larven gekeschert.

In Baden-Württemberg wird in NATURA 2000-Gebieten im Wesentlichen eine reine Präsenzerfassung des Kammolchs über Kescherfang durchgeführt. Sie erfolgt zwischen Ende April und Ende August. Lediglich in zwei bis fünf Gewässern (je nach Gebietsgröße) wird eine halbquantitative Erfassung vorgenommen: in Gewässern bis 75 cm Tiefe durch anderthalbstündiges Keschern, in tieferen Gewässern durch Ausbringen von fünf Reusen (ab 100 m Uferlänge: zehn Reusen). Die Fallen werden abends bei Wassertemperaturen von 10 bis 12 °C für mindestens sechs Stunden, bei Wassertemperaturen von 12 bis 16 °C für vier bis fünf Stunden ausgebracht. Bei Nicht-Nachweis in kammolchgeeigneten Gewässern erfolgt ein zweiter Untersuchungsdurchgang.

3.4 Vorschläge für den zukünftigen Einsatz

Ein zukünftiges Ziel sollte sein, auf Landes-, besser noch auf Bundesebene, favorisierte Fallentypen und Fallenzahlen (bezogen auf die Fläche oder die Uferlänge eines Gewässers) zur methodisch einheitlichen Erfassung vorzuschlagen, nicht nur beim Kammolch-Monitoring sondern auch bei anderen Untersuchungen zum Vorkommen von Amphibien.

Eine allgemein anwendbare Standardisierung der Wasserfallen-Methode ist jedoch schwierig (siehe Abschnitt 4.1). Die vorliegenden Empfehlungen können eine erste Hilfestellung geben. Das Studiendesign ist abhängig von der Fragestellung. Dieser Themenbereich kann im Rahmen der Empfehlungen nicht ver-

tiefend dargestellt werden weshalb z. B. auf ELZINGA et al. (2001) und WEDDING et al. (2005) verwiesen sei.

Unterschiedliche Fragestellungen (FFH-Artenmonitoring, Zielarterfassung, wissenschaftliche Untersuchung, Erfassungen im Rahmen der Eingriffsregelung, Amphibienbestandserfassung quantitativ oder qualitativ z. B. in einem größeren Kartiergebiet, einem Naturraum oder Bundesland) erfordern unter anderem hinsichtlich der Anzahl auszulegender Fallen und der Fallentypen einen entsprechend anderen Einsatz von Wasserfallen.

Vor Beginn einer Untersuchung mit dem Einsatz von Wasserfallen sind die Ziele festzulegen. Es ist zu klären, was untersucht werden soll: die FFH-Art Kammolch, alle Molche, andere Amphibien, Adulti und/oder Larven. Danach richtet sich dann die Zeitspanne des Falleneinsatzes und der Fallentypen in einer Fangsaison. Auch muss z. B. das Untersuchungsgebiet und die Zahl der einbezogenen Gewässer ausgewählt werden. Dabei wird man häufig mit Stichproben arbeiten und sich über das Auswahlverfahren der Probestellen Gedanken machen müssen (Random sampling, Schichtung usw.).

Für ein Populations-Monitoring werden die Vorgaben also anders sein als für rein qualitative oder halbquantitative Untersuchungen. Für Untersuchungen im Rahmen von Eingriffsplanungen, wie z. B. artenschutzrechtliche Prüfungen, gelten besondere Anforderungen. Die Bewertung des Gewässers und die Kompensation, z. B. über CEF-Maßnahmen (CEF: continuous ecological functionality-measures = Maßnahmen zur dauerhaften Sicherung der ökologischen Funktion), setzen auch die ungefähre Kenntnis der Populationsgröße voraus, mit all den erwähnten Unwägbarkeiten, die bei der Erfassung der Populationsgröße bestehen.

Nach den bisher vorliegenden Erfahrungen sind zur Expositionsfrequenz und zur Fallenzahl keine verlässlichen Angaben möglich, um Schätzungen zur Bestandsgröße abzuleiten, die ohne Fang-Wiederauffang auskommen (siehe z. B. ORTMANN 2009). Die Vorgehensweise beim bestehenden FFH-Kammolch-Monitoring schätzt ORTMANN (2009) sehr kritisch ein, da deutlich mehr Kontrollen pro Gewässer durchgeführt werden müssten, um eine Vorstellung vom Amphibienbestand zu erhalten. Das reicht dann vom Aufwand her schnell an Fang-Wiederauffang-Methoden heran. Wenn Aussagen zur realen Populationsgröße notwendig sind (etwa bei der Festlegung von CEF-Maßnahmen), sind daher Fang-Wiederauffang- oder sogenannte Wegfang-Methoden (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009) zwingend zu fordern.

3.4.1 Fallentyp und Ort der Fallenauslage

Bei der Auswahl der Auslegestandorte im Gewässer sollte vor allem auf **Repräsentativität** geachtet werden, wie z. B. vorhandene unterschiedliche Gewässerstrukturen. Eine große Anzahl von ausgelegten Fallen (vgl. SCHLÜP-

MANN 2009, 2014) gewährleistet eine große räumliche Repräsentativität unabhängig vom exakten Standort im Gewässer.

Bei Wiederholungskartierungen, z. B. im Rahmen der FFH-Artenerfassung, sollte möglichst am gleichen Standort mit dem gleichen Fallentyp und der gleichen Fallenzahl gefangen werden. Der Wechsel eines Standortes oder eines Fallentyps kann im Laufe einer (Langzeit)Untersuchung notwendig sein und sollte, ebenso wie der zeitliche Aufwand der Fallenauslage, dann dokumentiert werden. Gewässer können sich über viele Jahre, aber auch in einer Untersuchungssaison verändern. Vor allem in kleineren, nicht sehr tiefen bis flachen Gewässern kann im Laufe des Frühjahres der Wasserstand absinken oder in einem regenarmen Frühjahr ohnehin bereits gering sein. Größere Wasserfallen wie z. B. die Eimerreusen oder die Gaze-Kastenreusen, können dann möglicherweise nicht mehr am selben, jetzt flacheren Standort im Gewässer eingesetzt werden und müssen weiter zur Gewässermitte oder an einen anderen Standort verlegt werden. Das ist oft der Fall bei Tümpeln oder flachen Gewässern wie Blänken im Grünland.

Die **Zahl der zu verwendenden Fallentypen** wird je nach Untersuchungsziel variieren. Nach den bisher gültigen Empfehlungen zum Kammolch-Monitoring (PAN & ILÖK 2010b, vgl. Abschnitt 3.3) können Reusenfallen als Geflecht-, Eimer- oder Kleinfischreusen sowie in sehr flachem Wasser auch Flaschenreusen zum Einsatz kommen.

Beim Kammolch-Monitoring reicht, auch aus Gründen der Praktikabilität, u. U. der Einsatz eines schwimmenden Wasserfallentyps (Eimer- oder Kastenreusen) aus, der die etwas tieferen Gewässerbereiche gut erfasst. Zudem können die größeren Reusen auch in nicht ganz so tiefen Bereichen (> 30 cm) eingesetzt werden. Zu beachten ist, dass mit bodengebundenen, ufernahen Fallen wie z. B. Flaschenfallen, Kammolch-Weibchen gleichgut, Kammolch-Männchen und -Larven hingegen in geringerer Zahl gefangen werden (s. o.).

Bei anderen Untersuchungszielen, z. B. bei einer allgemeinen Amphibien-Bestandserfassung, ist die Kombination von zwei Fallentypen meist sinnvoll, die sowohl den flachen Uferbereich (Flaschenfallen, Kleinfischreusen) als auch den etwas tieferen Gewässerbereich abdecken (schwimmende Eimer- oder Kastenreusen bzw. Kleinfischreusen mit Schwimmern).

Die verschiedenen Fallentypen zeigen unterschiedliche Fängigkeiten. Sie werden, je nach Untersuchungsziel, in den unterschiedlichen Gewässerbereichen ausgelegt (Tab. 2, Abschnitt 2). Im Gewässer sind dann die verschiedenen Bereiche und Zonen abzudecken (Uferzone, Freiwasserzone bzw. Übergang Freiwasser/Vegetation, Wasserpflanzen, Röhrlicht). In tieferen Gewässerbereichen können die Fallen, z. B. Eimerreusen oder Gaze-Kastenreusen, einerseits freischwimmend, andererseits ufer- und vegetationsnah, in der Vegetation oder im Übergangsbereich von Ufervegetation und Freiwasser positioniert werden. Die Flaschen- oder Kleinfischreusen werden im flacheren Uferbereich aus-

gelegt, Kleinfischreusen mit Schwimmhilfe auch in unterschiedlichen Abständen zum Ufer.

Kleinfischreusen mit zu großer innerer Trichteröffnung sind nicht geeignet. Bei ihnen entkommen zu viele Tiere wieder.

Für Flaschenfallen gilt: Sie sollten grundsätzlich in Dreiergruppen ausgelegt werden. Das erleichtert das Wiederauffinden und macht die Ergebnisse besser mit größeren Fallentypen vergleichbar (vgl. Abschnitt 2).

Wir schlagen daher Folgendes vor:

Kammolch-Monitoring: Schwimmende Fallen sind zu empfehlen. Dabei sind vor allem Eimerreusen, ggf. Gaze-Kastenreusen zu verwenden. Der zusätzliche Einsatz von Uferfallen (Flaschenreusen) kann den Nachweis von Kammolch-Weibchen optimieren. Allein zum Nachweis der Art sind schwimmende Fallen ausreichend.

Generelles Amphibien-Monitoring: Grundsätzlich sind neben Schwimmfallen auch Uferfallen (aus Gründen der Standardisierung bevorzugt Flaschenfallen) zu verwenden.

3.4.2 Anzahl der Fallen pro Fangnacht im Gewässer

Die Anzahl der auszulegenden Fallen ist bisher in den Empfehlungen für das Kammolch-Monitoring (PAN & ILÖK 2010b) mit einem Richtwert von maximal zehn Fallen pro Gewässer vorgegeben. Die Vorgabe von zehn Fallen ist ein Minimalkonsens beim FFH-Artenmonitoring für den Kammolch (K. Weddeling, mündl. Mittel.), um die Untersuchungen finanzierbar zu halten.

Der Einsatz von nur zehn Fallen in großen Gewässern birgt allerdings die Gefahr, dass bei kleinem Kammolchbestand bzw. geringer Aktivitätsdichte, dieser u. U. gar nicht nachgewiesen wird.

Letztlich kann jede exponierte Falle als Zufallsbeprobung der realen mittleren Molchaktivitätsdichte im Probegewässer angesehen werden. Diese Aktivitätsdichte wird umso stabiler abgeschätzt, je mehr Fallen eingesetzt werden.

Daher ist zunächst eine Präzisierung der Zahl in Zusammenhang mit dem Fallentyp notwendig. Eine zukünftig genauere Vorgabe des Reusentyps (Vorschlag: Fallentyp Eimer- oder Gaze-Kastenreuse, siehe oben) und die Anzahl der Reusen beim Kammolch-Monitoring ist mit Blick auf den folgenden Zusammenhang wichtig: Eine Auslage von zehn Kleinfischreusen mit je zwei Öffnungen, die je nach gewähltem Modelltyp auch noch schlecht fängig sein können (vgl. Abschnitt 2), oder eine Auslage von zehn Flaschenfallen (je eine Öffnung) nur im flachen Uferbereich bringt andere Ergebnisse, als die Auslage von zehn Eimerreusen (je vier bis fünf Öffnungen) oder Gaze-Kastenreusen (je zwei

Öffnungen) in etwas tieferen Gewässerbereichen. Die Ergebnisse sind so nicht vergleichbar.

Zunächst ist eine Präzisierung beim Einsatz von Flaschenreusen zwingend erforderlich. Für Flaschenfallen muss gelten, dass ein Fallenstandort aus je drei Fallen besteht (s. o.), mithin wird grundsätzlich die dreifache Zahl gegenüber den größeren Fallen verwendet. Eine Empfehlung für mindestens zehn Fallen bedeutet bei Flaschenfallen zehn Gruppen je drei Fallen, entsprechend 30 Fallen.

Bei anderen Untersuchungszielen ist zumeist der Einsatz von wesentlich mehr als zehn Fallen und die Kombination von Ufer- und Schwimmfallen, also zwei Fallentypen, zu empfehlen (s. o.). Für den kombinierten Einsatz von Flaschen- und Eimerreusen (Schwimm- und Uferfallen) gibt SCHLÜPMANN (2014) aus langjähriger Erfahrung konkrete Empfehlungen zur Bemessung der Fallenzahl in Abhängigkeit von Parametern der Gewässergröße. Der Abstand zwischen den einzelnen Fallenstandorten sollte dabei mindestens drei Meter betragen. Dadurch kann die gegenseitige Beeinflussung der Fallen gering gehalten werden. Ausnahmen sind die Dreiergruppen der Flaschenfallen (eine Falleneinheit).

Eine Staffelung nach Uferlinie, Gewässerdurchmesser und Wasserfläche sowie Anzahl der Personen (ein oder zwei) ist möglich, wobei etwa ein Fallenstandort je fünf Meter Uferlinie gerechnet wird und ab einer Uferlinie von > 150 Meter die maximale Zahl (30 Schwimmfallen und 30 Flaschenfallenstandorte, bei einer Person die Hälfte) einzusetzen ist (vgl. Tab. 6 in SCHLÜPMANN 2014). Bei sehr großen Gewässern muss die Fallenzahl dann nicht mehr proportional zur Uferlänge erhöht werden, andererseits darf bei kleinen Gewässern eine Mindestzahl nicht unterschritten werden.

Auch für andere Fragestellungen z. B. zur Ermittlung der Siedlungsdichte bzw. Populationsgröße mit Fang-Wiederfang-Methoden werden ggf. deutlich mehr als zehn Fallen benötigt, um den Anteil der Wiederfänge zuverlässig abzuschätzen.

3.4.3 Expositionsdauer der Wasserfallen

Die bisher gültigen Empfehlungen für das Kammolch-Monitoring (vgl. Abschnitt 3.3) können bezüglich der Expositionsdauer und der Angabe der Wassertemperatur optimiert werden. Die Optimierungen gelten zugleich auch für alle anderen Erfassungen von Amphibien: Die ausgelegten Wasserfallen müssen direkten Anschluss an die Atmosphäre oder ggf. ein Luftvolumen haben. Nur noch ausnahmsweise sollten Wasserfallen kurzzeitig unter Wasser ohne Luftvolumen ausgelegt werden, wenn im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen bereits eine Methoden- und Fallentypenvorgabe existiert (vgl. Abschnitt 3.1). Aus Gründen der Vergleichbarkeit muss die Methode dann zunächst beibehalten werden. Anzustreben ist aber langfristig ein Verzicht auf die Auslage von Fallen ohne Luftvolumen unter Wasser.

Der Fang erfolgt stets über Nacht. In den Abend- und Nachtstunden sind die Amphibien im Gewässer am aktivsten. Der Einsatz von Wasserfallen über Tag ist daher deutlich weniger effektiv als über Nacht. Es besteht sogar die Gefahr, dass tagsüber mehr Tiere die Fallen wieder verlassen als hineinschwimmen. Außerdem ist über Tag je nach Gewässerstandort die Gefahr der Fallenmanipulation durch Dritte erhöht, z. B. durch ein Entwenden von Fallen oder eine Veränderung der Auslageposition. Durch die nächtliche Auslage der Fallen wird eine zu starke Aufheizung des Falleninnenraumes durch Sonnenerwärmung vermieden. In geschlossenen, nicht durchlässigen und nicht perforierten Fallen, aber auch in den kleinvolumigen, im flachen Uferbereich ausgelegten, perforierten Flaschenreusen, kann es bei Sonneneinstrahlung und warmen Lufttemperaturen zu einer Aufheizung und damit verbundenem Stress und zur Sauerstoffknappheit kommen. Das kann im Extremfall Todesfälle unter den gefangenen Amphibien zur Folge haben, insbesondere bei nicht fachgerecht ausgelegten Flaschenfallen. SCHLÜPMANN (2014) kann allerdings in Bezug auf eine sehr große Stichprobe darauf verweisen, dass bislang keine Probleme dieser Art bei sorgfältigem Einsatz von Flaschenfallen auftraten.

Die Wasserfallen werden am Nachmittag bis frühen Abend ausgelegt und am darauf folgenden Tag am Morgen bis gegen Mittag geleert. Die Expositionsdauer beträgt optimalerweise 14 bis 20, maximal 24 Stunden. Eine weitere Präzisierung ist nicht möglich, da die Dauer der Kontrolle der Fallen je nach Anzahl gefangener Tiere, Örtlichkeit und ggf. Fragestellung durchaus sehr unterschiedlich lange dauert. Eine Expositionszeit der Fallen bis zu maximal 24 Stunden in einem Gewässer, stets mit Leerung am Morgen, sollte aber nur in begründeten Fällen, z. B. bei mehrtägigen Untersuchungsreihen und nicht bei heißer Witterung erfolgen.

ORTMANN (2009) setzte Eimerreusen ohne Probleme über zwei Nächte ein, so dass dieses Vorgehen prinzipiell nicht abzulehnen ist. Zur Vereinheitlichung des Monitorings schlagen wir dennoch vor, die Fänge auf eine Nacht zu beschränken. Bei kombiniertem Einsatz mit Flaschenfallen und anderen Uferfallen ist der Einsatz über mehr als eine Nacht in jedem Fall abzulehnen.

Fallen, die in den Luftraum ragen oder solche mit Luftvolumen, können auch bei Wassertemperaturen $> 15\text{ °C}$ ausgelegt werden. Der Hinweis in den bisher gültigen Empfehlungen zum Kammolch-Monitoring auf eine Fallenauslage nur bei $< 15\text{ °C}$ Wassertemperatur (vgl. Abschnitt 3.3) bezieht sich auf eine Auslage der Fallen ohne Luftvolumen vollständig unter Wasser und ist (nur) bei dieser Art des Einsatzes notwendig. Mit fortschreitender Jahreszeit erhöhen sich die Wassertemperaturen je nach Witterungsverlauf und Region schon ab April, was zu einem verringerten Sauerstoffgehalt im Wasser führt. Die Expositionszeit der Wasserfallen im Gewässer ist dann relativ kurz zu halten. Vor allem bei Wassertemperaturen $> 20\text{ °C}$ und Sonneneinstrahlung ist besondere Vorsicht geboten.

Mit einer längeren Expositionszeit der Fallen im Gewässer steigt auch das Prädationsrisiko, wenn z. B. Amphibienlarven und deren Prädatoren wie Gelb-

randkäferlarven, in einer Falle zusammen gefangen wurden. Eine unnötig lange Expositionszeit muss daher vermieden werden.

3.4.4 Anzahl der Falleneinsätze in einer Fangsaison

Eine Empfehlung zur Anzahl der Fallennächte in einem Gewässer in einer Fangsaison gibt Tabelle 3. Unterschieden wird in der Tabelle nach „Molchen“, „anderen Amphibien“ und speziell auch „Kammolch“.

Die Anzahl der Fallentermine pro Gewässer hängt von der Fragestellung (z. B. nur Präsenznachweis oder mit Reproduktionsnachweis), der Gewässergröße und -struktur sowie den Zielarten ab. Die im Folgenden aufgeführten Empfehlungen beziehen sich auf Untersuchungen, in denen ein Artnachweis inkl. Reproduktionsnachweis und eine grobe halbquantitative Einschätzung der Dichte (gering/hoch) angestrebt wird.

Für das Kammolch-Monitoring praktikabel und ein Kompromiss ist eine mindestens dreimalige Beprobung eines Gewässers mit Wasserfallen (Tab. 3): Zum Nachweis adulter Kammmolche an einem Termin ab Mitte April und an einem zweiten Termin im Mai sowie an einem dritten Termin im späten Juni oder bis Mitte Juli, der insbesondere auch dem Larvennachweis dient. Zum Nachweis von Larven sollte bei dem Termin im Juni bzw. Juli ggf. auch gekeschert werden.

Der Kammolch ist von den einheimischen Molcharten diejenige, die sich am längsten im Gewässer aufhält (BLAB 1978). Dagegen wandert insbesondere ein großer Teil der Bergmolche schon sehr bald nach dem Laichgeschäft wieder aus den Gewässern ab. Zielt die Untersuchung auf die Erfassung des gesamten Artenspektrums an Molchen ab – nicht allein nur des Kammmolches – bietet es sich ggf. an, während der Laichzeit im April/Mai eine Begehung mehr durchzuführen, da im Juni/Juli die Nachweiswahrscheinlichkeit für adulte Tiere geringer ist.

Ist lediglich eine Präsenz-Absenz-Untersuchung vorgesehen, reicht u. U. auch eine einzelne Beprobung mit Wasserfallen oder ein intensives Keschern. Beim positiven Artnachweis kann der Fang sofort abgebrochen werden und an anderer Stelle neu beginnen. Zu beachten ist immer, dass ein Nichtnachweis nicht unbedingt auch das Fehlen einer Art bedeutet. Die Art kann evtl. auch in nur geringer Dichte vorhanden sein.

Um alle Amphibienarten, darunter Früh- und Spätlaicher, einschließlich der Larven nachzuweisen, ist erfahrungsgemäß von mindestens ein bis zwei Fallennächten im März/April (für die Adulten und Kaulquappen früher Arten) und einem weiteren Fang im Juni/Juli (für Molchlarven und Kaulquappen später Arten) auszugehen. Dabei ist allerdings eine ausreichende Fallenzahl zu beachten (vgl. Empfehlungen bei SCHLÜPMANN 2014). Das bedeutet, dass ein solches Monitoring mit Fallen durchaus wie das für den Kammolch geplant werden kann.

Die geeignetsten Zeiträume zum Larvennachweis der verschiedenen Arten sind für Braunfrösche (Gras-, Moor- und Springfrosch) der Mai, für Wasserfrösche der Juni (Juli) und für Molchlarven der Juli (teilweise auch der August). Zur Quantifizierung bieten sich artspezifisch auch weitere Methoden ohne Falleneinsatz zu anderen Zeiten an, wie die Laichballenzählung bei den Braunfröschen im zeitigen Frühjahr oder das Verhören rufender Tiere, z. B. beim Laubfrosch. Zusätzlich kann bei adulten Amphibien (Molchen) auch gekeschert oder das Gewässer nachts abgeleuchtet werden.

Tab. 3: Methoden und Zeiträume zur Erfassung der Amphibien. Je nach Fragestellung sind Abweichungen bei der Terminanzahl möglich. Die Empfehlungen beziehen sich auf den Art- inkl. Reproduktionsnachweis verbunden mit einer groben halbquantitativen Einschätzung der Dichte (gering/hoch).

	Molche		andere Amphibien (Anuren) ¹		Kammolch- Monitoring	
Entwicklungs- stadium	Adulte	Larven	Adulte	Larven	Adulte	Larven
Zeitraum	Mitte April ² / Mai	(Juni) / Juli	März bis Juni	Mai bis Juni (Juli)	Mitte April / Mai (Anfang Juni)	Ende Juni / Juli
Anzahl Termine Fallenaus- lage	1 / 1 - 2	1	2 - 3	1 - 2	1 / 1	1 ³
andere Nachweis- methoden (zusätzlich) ⁴	4	4	4	4	4	4

¹ Darstellung für die anderen Amphibien allgemein in großer Zeitspanne, darunter sind Früh- und Spätläicher. Braunfrosch-Larven sind gut im Mai, Wasserfrosch-Larven gut im Juni (Juli) nachzuweisen.

² Je nach Witterung und Höhenlage auch schon etwas früher.

³ Keschern kann die Fallenauslage beim letzten Termin ggf. ergänzen.

⁴ Je nach Art und Fragestellung (qualitative oder quantitative Erfassung) sind auch andere Nachweismethoden notwendig bzw. zusätzlich anwendbar wie Laichballenzählung oder Verhören der Rufer, bei Molchen auch die Suche nach Eiern oder das nächtliche Ableuchten nach Eiern oder das nächtliche Ableuchten von Gewässern.

4 Offene Fragen und weitere Anregungen

Die vorliegenden Empfehlungen zum Umgang mit Wasserfallen sind das Ergebnis eines ersten, intensiveren Austausches zu dieser Nachweismethode unter Berücksichtigung der bisher gemachten Erfahrungen. Um die Wasserfallen-Methode weiter zu optimieren und die Zusammenhänge zwischen der realen Amphibien-, vor allem Molchpopulation (Siedlungsdichte), und der über die Fallenfänge ermittelten Anzahlen (Aktivitätsdichte) in einem Gewässer zu untersuchen, sollten verschiedene Fragestellungen im Rahmen von Freilandforschung und universitären Projekten weiter bearbeitet werden. Hier sollte nicht nur das Kammolch-Monitoring im Vordergrund stehen. Es müssen mehr vergleichende Studien, z. B. zum Einsatz verschiedener oder optimierter Wasserfallentypen zum Nachweis von Amphibien, und Erfahrungsberichte publiziert werden (u. a. SCHLÜPMANN 2007, 2009, 2014, HAACKS et al. 2008, 2009, LÜSCHER & ALTHAUS 2009, LAUFER 2009, GONSCHORREK 2012, 2014, MADDEN & JEHLE 2013, BLOSAT 2014b, VON BÜLOW 2014, KRONSHAGE & GLANDT 2014a, RÖDEL et al. 2014). Dabei sollte ein wichtiges Kriterium zum Einsatz einer Wasserfalle, ihre Fängigkeit (konstruktions- sowie standort- und positionsbedingt), besondere Beachtung finden. Auch die art-, stadien- und geschlechtsspezifischen Unterschiede, also die qualitativen Aspekte, sind beim Fang von Amphibien zu berücksichtigen, ebenso die quantitativen Aspekte, bedingt durch die Wahl des Fallentyps und des Fallenstandortes im Gewässer. Um den richtigen Zeitpunkt der Fallenauslage und die richtige Standortwahl zukünftig besser beurteilen zu können, sind weitere Untersuchungen zu zeitlichen und witterungsbedingten Unterschieden der Amphibienaktivität in den Laichgewässern und zur Mikrohabitatwahl (Vegetationsausbildung, Besonnung, Ufermorphologie, Wassertiefe etc.) der Arten, Geschlechter und Stadien wünschenswert.

Weitere offene Fragen werden unter anderem von GLANDT (2014) angesprochen. Hierauf sei verwiesen.

4.1 Vergleichbarkeit der Daten

Aus Gründen der Vergleichbarkeit ist eine Einigung zu den verwendeten Fallentypen bei Untersuchungen im Freiland sinnvoll. Im Rahmen von kontinuierlichen Monitoring-Untersuchungen (FFH-Artenmonitoring Kammolch), die bereits seit einigen Jahren landesweit laufen, ist der Wechsel der Methode und damit evtl. auch der Fallentypen zur Zeit nicht zu empfehlen. Eine voreilige Methodenänderung oder ein häufiger Wechsel der Methoden lässt eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse über einen längeren Zeitraum dann nicht mehr zu.

Für Bestandserfassungen, z. B. im Rahmen gutachterlicher oder ehrenamtlicher Kartierungen, ist eine vergleichbare Methode (Fallentyp und Fallenzahl) aber notwendig. Bei gutachterlichen Kartierungen, z. B. bei faunistischen Untersuchungen zu straßenrechtlichen Eingriffsvorhaben, erstellen die zuständigen Behörden auch eigene Leitfäden mit unterschiedlichen Angaben zur Nachweis-

methodik, z. B. zum Einsatz von Reusenfallen. Sinnvoll erscheint die Kombination von mindestens zwei Fallentypen bei den Kartierungen und Untersuchungen: ein Fallentyp für den flachen Uferbereich, der andere für etwas tiefere Gewässerbereiche. Für spezielle Fragestellungen sind auch andere Varianten denkbar.

Möglicherweise kann aufgrund der bisher gemachten Erfahrungen und nach der Auswertung und Dokumentation der Ergebnisse der ersten beiden europaweiten Monitoringphasen zum Kammmolch (erste Phase 2007-2012, zweite Phase 2013-2018) für die dritte europaweite Monitoringphase eine optimierte Monitoringmethode (Fallentypen, Fallenanzahlen) empfohlen werden. Auch um eine bundeslandbezogene Vergleichbarkeit der Ergebnisse zur ersten Phase zu gewährleisten, sollte in der zweiten Phase noch mit denselben Methoden der ersten Phase gearbeitet werden.

Bis dahin sollte die bestehende Methode an einer Auswahl von Gewässern geprüft werden. Dabei sollten vergleichende Untersuchungen die Fängigkeit der verschiedenen Fallen untereinander prüfen und die Unterschiede quantifizieren, damit die Ergebnisse der Fallenfänge der unterschiedlichen Methoden besser untereinander verglichen werden können. Auch Gewässerabzäunungen, Fang-Wiederfang-Methoden und Wegfangmethoden sollten zum Einsatz kommen, um Siedlungsdichten der Amphibien beispielhaft für mehrere Gewässer zu ermitteln. Eine vergleichsweise einfache Wiedererkennung lässt sich z. B. für den Kammmolch über die Mustererkennung der Bauchunterseite mit digitaler Fotografie durchführen.

Solche beispielhaften Populationsuntersuchungen könnten dann zur Klärung weiterer offener Fragen und zu einer Weiterentwicklung einer über viele Jahre repräsentativ arbeitenden Methode beitragen. Zu berücksichtigende Fragestellungen sind dabei unter anderem:

- Welcher Zusammenhang besteht zwischen der Abundanz und der gemessenen Aktivitätsdichte?
- Welche weiteren Faktoren beeinflussen die Aktivitätsdichte und in welchem Maße?
- Sind mehr Stichproben im FFH-Artenmonitoring zur Beurteilung des Erhaltungszustandes erforderlich und wurden die Gewässer repräsentativ ausgewählt? Sind Trends erkennbar?
- Können ggf. Mesokosmos-Experimente helfen, die Faktoren zu verstehen, welche die hohe Varianz bei Reusenfängen selbst im gleichen Gewässer erzeugen? Dazu müsste man ein manipuliertes künstliches Kleingewässer mit einer definierten Molchzahl besetzen und mit Reusen dort fangen.

Bedeutende Erkenntnisse zum Monitoring aus der Untersuchung einer Kammmolch-Population hat bereits ORTMANN (2009) dargestellt. Er kommt bei der Ermittlung der Populationsgröße zu dem Ergebnis, unter anderem mehr Stichproben zu nehmen mit bis zu 20 Kontrolltagen an einem Gewässer, was jedoch

für den Praktiker zu aufwändig ist und was von der öffentlichen Hand auch nicht finanziert würde.

Um die Fängigkeit der verschiedenen Fallentypen und ihrer optimierter Varianten präziser zu beurteilen und untereinander zu vergleichen, sind die Dokumentation und die Veröffentlichung möglichst vieler Fangergebnisse notwendig. So sind z. B. für die sehr häufig verwendeten Gaze-Kastenreusen nahezu keine publizierten Ergebnisse über die Fangzahlen zu finden, obwohl die Gaze-Kastenreuse nicht nur in einigen Bundesländern sondern auch in den Nachbarstaaten Belgien, Niederlande und Luxemburg zum Amphibiennachweis eingesetzt wird (M. Henf, schriftl. Mitteil. 2013; wenige publizierte Daten z. B. im Rahmen eines Kammolch-Monitorings im Kreis Höxter bei BEINLICH et al. 2004, bei ORTMANN et al. 2005 im Rahmen von Untersuchungen im Drachenfesler Ländchen und bei SCHLÜPMANN 2009). Auch ein (mittel)europäischer Vergleich der Erfassungsmethoden, insbesondere der Verwendung von verschiedenen Fallentypen, mit einer Ergebnisanalyse in den verschiedenen Ländern kann zu einem weiteren Erkenntnisgewinn beitragen. So ist z. B. in Großbritannien der Einsatz von Flaschenfallen weit verbreitet bei Amphibienkartierungen und eine Standardmethode beim Kammolch-Monitoring (u. a. JNCC 2004, SEWELL et al. 2013). Auch hinsichtlich der empfohlenen Anzahl der Kartierungen pro Gewässer in einer Saison, der Anzahl und der Position der Fallen in einem Gewässer sowie einer Methodenkombination gibt es für Amphibienkartierungen, insbesondere zum Kammolch-Monitoring, durchaus unterschiedliche Empfehlungen in den einzelnen Ländern (vgl. z. B. für Großbritannien: ENGLISH NATURE 2001, SEWELL et al. 2013).

4.2 Fortbildung und weiterer Erfahrungsaustausch

Der Einsatz von Wasserfallen gehört heute zur guten fachlichen Praxis beim Amphibienmonitoring und ist für einen erfolgreichen und effizienten Nachweis vor allem der Molcharten von großem Vorteil. Die Erkenntnisse zum richtigen Umgang mit Wasserfallen sind jedoch noch nicht bei allen Entscheidungsträgern, Auftraggebern und Auftragnehmern angekommen. Für den Einsatz und den sachgerechten Umgang mit Wasserfallen müssen daher alle damit befassten Personen sensibilisiert werden. Dazu zählen neben den Feldherpetologen, ehrenamtlichen Kartierern und freiberuflichen Gutachtern auch die Auftragnehmer oder Auftraggeber für Amphibien-Untersuchungen wie Planungsbüros bzw. Naturschutz- oder Straßenbaubehörden.

Zur Wasserfallen-Thematik gibt eine erste Auswahl-Bibliografie eine grundlegende Übersicht über den Stand des Wissens, die Literatur und durchgeführte Untersuchungen auch mit verschiedenen Typen von Wasserfallen (KRONSHAGE & GLANDT 2014b).

Vorgeschlagen wird eine **Fortbildung** der Personen, die mit Wasserfallen arbeiten (wollen), um einen richtigen, tierschutzgerechten Umgang mit den Fallen zu gewährleisten. Solche Schulungen finden idealerweise über zwei Tage statt und

beinhalten neben der Theorie auch einen Praxisteil mit am Abend gemeinsam ausgelegten und am nächsten Morgen geleerten verschiedenen Wasserfallentypen an ein bis zwei (drei) dafür geeigneten Gewässern. Bei eintägigen Schulungen sollte gewährleistet sein, dass am Abend vorher verschiedene Wasserfallentypen ausgelegt wurden, die dann am Schulungstag morgens gemeinsam geleert werden. Wichtig ist der praktische Teil der Schulung. Der theoretische Teil der Schulung sollte die Themenbereiche Artenkenntnis und Ökologie der (relevanten) Amphibien, Grundlagen des Artenmonitorings sowie Aspekte des Artenschutzrechtes beinhalten. Am Ende der Fortbildung erhalten die Teilnehmer ein Zertifikat, das z. B. bei der Beantragung einer Ausnahmegenehmigung zum Fang der Amphibien hilfreich sein kann. In Großbritannien setzt beispielsweise der Umgang mit Wasserfällen zum Nachweis des Kammmolches eine Lizenz voraus, deren Erteilung an einen Sachkundenachweis in Form von Referenzen gebunden ist, z. B. eine schriftliche Bestätigung durch einen bereits registrierten Experten oder teilweise auch die Teilnahme an geeigneten Schulungen (www.naturalengland.org.uk, Shottish Natural Heritage schriftl. 2014). Schulungen, die den von uns beschriebenen Anforderungen entsprechen, halten wir für eine gute Möglichkeit, Sachkunde zu erwerben.

Als Schulungsort mit bundesweit langjähriger Erfahrung mit dem Einsatz nahezu aller Fallentypen und mit optimalen Gelände- und Infrastrukturbedingungen für eine solche Weiterbildung ist z. B. die Außenstelle Heiliges Meer des LWL-Museums für Naturkunde (Recke, Nordrhein-Westfalen) gut geeignet, wo ein Grundkonzept zur Fortbildung bereits seit vielen Jahren angewendet wird. Denkbar sind auch weitere Schulungsorte, z. B. Einrichtungen von Artenschutz-Fachverbänden und -Institutionen oder Biologische Stationen. Wichtig ist eine einheitliche Fortbildung mindestens auf der Ebene der Bundesländer. Unterstützt werden sollten die Fortbildungen von den Fachbehörden des Bundes und der Länder (Bundesamt für Naturschutz, Naturschutz- und Umweltschutzbehörden der Bundesländer).

In etwa fünf Jahren sollte ein **weiterer bundesweiter Erfahrungsaustausch** zum Thema Wasserfällen stattfinden, um die Erkenntnisse aus einer ersten Fachtagung (Mai 2012, LWL-Museum für Naturkunde, Außenstelle Heiliges Meer, Recke) und einem Workshop (Oktober 2012, LWL-Museum für Naturkunde, Münster) fortzuschreiben. Dann liegen auch die Erfahrungen der ersten Phase (2007 bis 2012) des europaweiten Kammmolch-Artenmonitorings vor. In der zweiten Phase (2013 bis 2018) könnten schon (Teil)Erkenntnisse der vorliegenden Empfehlungen berücksichtigt werden. Vor allem die Frage, welche Wasserfallentypen in den einzelnen Bundesländern und in den anderen EU-Mitgliedsstaaten eingesetzt bzw. favorisiert werden und welche reproduzierbaren Ergebnisse damit gewonnen wurden, ist von Bedeutung für eine zukünftige Vergleichbarkeit der Daten.

Die vorliegenden Erkenntnisse sollten über das Bundesamt für Naturschutz in den Abstimmungsprozess mit den Länderfachbehörden zur Anpassung der Methoden und Bewertungsvorschriften für das FFH-Monitoring eingebracht wer-

den und, wo notwendig, zu einer Überarbeitung der bundesweiten Empfehlungen führen.

Anregungen sowie Hinweise zum Thema Wasserfallen und zur Fortschreibung der Bibliografie können an den Erstautor gerichtet werden.

5 Literatur

- BAKER, J. M. R. (1999): Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in Central England: Monitoring individuals. – *Herpetological Journal* **2**: 1-8.
- BECKMANN, C. & C. GÖCKING (2012): Wie die Motte zum Licht? Ein Vergleich der Fängigkeit von beleuchteten und unbeleuchteten Wasserfallen bei Kamm-, Berg- und Teichmolch. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **19**: 67-78.
- BEINLICH, B., WYCISK, U. & F. GRAWE (2004): Die Verbreitung des Kammolches im Kreis Höxter. – *Egge-Weser* **16**: 37-48.
- BELLENOUE, S. (2014): Natura 2000 und Kammolche (*Triturus cristatus*) in der Champagne-Ardenne (Frankreich). In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 209-218.
- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen* **6**: 111-116.
- BERGER, H. & R. GÜNTHER (1996): 6.3 Bergmolch – *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). – In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands: 104-120. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- BLAB, J. (1978): Untersuchungen zur Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibien-Populationen. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **18**.
- BLIESENER, J. (2010): Zeit- und räumliches Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven in einigen ausgewählten stehenden Gewässern. – Diplomarbeit Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, unveröff.
- BLIESENER, J. & M. SCHLÜPMANN (2014): Räumlich differenzierte Erfassung von Molchen (Gattungen *Mesotriton*, *Lissotriton*, *Triturus*) und deren Larven in Gewässern mittels Flaschenreusen – ein Beitrag zur Bedeutung von Ufer und Wassertiefe beim Einsatz von Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 77-116.
- BLOSAT, B. (2014a): Negative Erfahrungen mit Flaschenreusen in amphibienreichen Kleingewässern der Eifel. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 219-224.
- BLOSAT, B. (2014b): Vergleich der Fängigkeit von Kleinfischreusen und Eimerreusen – Erste Ergebnisse aus verschiedenen Gewässern Nordrhein-Westfalens. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 225-234.
- BOCK, D., HENNIG, V. & S. STEINFARTZ (2009): The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. In: HACHTEL,

- M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 317-326.
- BÖLL, S. (2014): Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers *Batrachochytrium dendrobatidis* über Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 281-292.
- CHATFIELD, M. W. H. & C. L. RICHARDS-ZAWACKI (2011): Elevated temperature as a treatment for *Batrachochytrium dendrobatidis* infection in captive frogs. – Diseases of Aquatic Organisms **94**: 235-238.
- DEWSBURY, D. (2011a): An alternative method for catching and surveying newts. In Practice **71**: 37-40.
- DEWSBURY, D. (2011b): Report of a Newt Survey of the Wyre Forest in May 2011. – Unpublished report, 13 S., Great Britain.
- DEWSBURY, D. (2013): Report of a Newt Survey of Savernake Forest, Wiltshire, April 2013. – Unpublished report, 17 S., Great Britain.
- DEWSBURY, D. (2014): A novel, effective and safe newt trap. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 189-208.
- ELZINGA, C., SALZER, D., WILLOUGHBY, J. W. & GIBBS, J. P. (2001): Monitoring plant and animal populations. – Oxford (Blackwell): 360 S.
- ENGLISH NATURE (2001): Great crested newt mitigation guidelines. – English Nature, Peterborough.
- ESSER, C. (1997): Populationsökologische Untersuchungen an Molchen im Naturschutzgebiet „Grubengelände Littfeld“ (Südwestfälisches Bergland) unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallbelastung. – Diplomarbeit Universität Münster, unveröff.
- GEIGER, A. (2014): Einsatz von Wasserfallen für das FFH-Monitoring des Kammmolches (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen – erste Auswertungen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 257-270.
- GEIGER, C. C., KÜPFER, E., SCHÄR, S., WOLF, S. & B. R. SCHMIDT (2011): Elevated temperature clears chytrid fungus infections from tadpoles of the midwife toad, *Alytes obstetricans*. – Amphibia-Reptilia **32**: 276-280.
- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **9**: 129-132.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- GLANDT, D. (2014): Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 9-50.
- GONSCHORREK, K. (2011): Erfassung der häufigen Amphibienarten in NRW für ein Langzeitmonitoring – ein Methodenvergleich. – Diplomarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, unveröff.
- GONSCHORREK, K. (2012): Die häufigen Amphibienarten als Bioindikatoren. Methoden für ein Langzeitmonitoring. – Natur in NRW **3/12**: 30-33.
- GONSCHORREK, K. (2014): Erfassung der heimischen Molcharten im nördlichen Westfalen – ein Methodenvergleich. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 161-178.

- GRABENHOFER, H. (2004): Untersuchungen an der Rotbauchunke (*Bombina orientalis*) Linnaeus, 1761, in ausgewählten Teilbereichen des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel. – Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Wien, unveröff.
- GRAYSON, K. L. & A. R. ROE (2007): Glow sticks as effective bait for capturing aquatic amphibians in funnel traps. – *Herpetological Review* **38**: 168-170.
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. – *Herpetological Journal* **1**: 5-10.
- GRIFFITHS, R. A. & V. J. MYLOTTE (1987): Microhabitat selection and feeding relations of smooth and warty newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*, at an upland pond in Mid-Wales. – *Holarctic Ecology* **10**: 1-7.
- GROSSE, W.-R. (1994): Zur Aktivität und Entwicklung des Kammmolchs, *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). – *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde aus dem Museum Magdeburg* **17**: 185-192
- HAACKS, M. (2014): Erfahrungen mit Wasserfallen im Rahmen des Kammmolch-Monitorings in Schleswig-Holstein 2003 – 2012. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **77**: 271-280.
- HAACKS, M. & A. DREWS unter Mitarbeit von AXTNER, J., BERTRAM, G., BOLDT, C. & T. MÜLLER (2008): Bestandserfassung des Kammmolchs in Schleswig-Holstein - Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **15**: 79-88.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A., ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammmolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. – *Natur und Landschaft* **84** (6): 276-280.
- HARTUNG, H., OSTHEIM, G. & D. GLANDT (1995): Eine neue tierschonende Trichterfalle zum Fang von Amphibien im Laichgewässer. – *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **5**: 125-128.
- HEYDEMANN, B. (1958): Erfassungsmethoden für die Biozönosen der Kulturbiotope: S. 451-507. In BALOGH, J. (Hrsg.): *Lebensgemeinschaften der Landtiere*. – Berlin (Akademie-Verlag).
- JNCC (2004): Common Standards Monitoring Guidance for Reptiles and Amphibians. – Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 29 S. Online im Internet: URL: <http://jncc.defra.gov.uk/page-2223>.
- KRONE, A. (1992): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen für den Nachweis von Amphibien. – *Rana* **6**: 158-161.
- KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. – *Mertensiella* **7**: 29-33.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014a): Minnow traps from North America as tools for monitoring amphibians – first results from European newt populations. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): *Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring*. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **77**: 51-76.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014b): Auswahl-Bibliografie zum Thema Erfassung von Amphibien mittels Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): *Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring*. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **77**: 359-368.
- KRÖPFLI, M., P. HEER & J. PELLET (2010): Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt (*Triturus cristatus*). – *Amphibia-Reptilia* **31**: 403-410.
- KÜHNEL, K.-D. & R. BAIER (1995): Eine Lichtfalle für den Nachweis von Amphibien. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **2**: 225-226.

- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 133-139.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammmolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 291-304.
- LÜSCHER, B. & S. ALTHAUS (2009): Molche in der Märchligenau bei Bern – Diskussion zweier Erfassungsmethoden. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hg.): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 305-310.
- LWF & LFU (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2008): Erfassung und Bewertung von Arten der FFH-Richtlinie in Bayern – Kammmolch (*Triturus cristatus*), Stand März 2008.
- MADDEN, N. & R. JEHL (2013): Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crested newt surveys (*Triturus cristatus*). – *Herpetological Journal* **23**: 241-244.
- MINTEN, M. & T. FARTMANN (2001): Kammmolch (*Triturus cristatus*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): *Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie*. – *Angewandte Landschaftsökologie* **42**: 256-262.
- MÖLLE, J. & A. KUPFER (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **5**: 219-227.
- MÜHLENBERG, M. (1990): *Freilandökologie*. – Wiesbaden (Quelle & Meyer).
- NEUMANN, B., NEUMANN, H. & W. A. ROWOLD (2010): Vereinfachter Einsatz von Kleinfischreusen bei der aquatischen Erfassung von Lurchen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **17**: 102-104.
- OHST, T., GRÄSER, Y., MUTSCHMANN, F. & J. PLÖTNER (2011): Neue Erkenntnisse zur Gefährdung europäischer Amphibien durch den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **18**: 1-17.
- ORTMANN, D. (o. J.): *Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen*. – Manuskript, unveröff.
- ORTMANN, D. (2007): *Kammmolch-Monitoring Krefeld*. – Unveröffentlichter Abschlussbericht, 264 S.
- ORTMANN, D. (2009): *Kammmolch-Monitoring-Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammmolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen*. – Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand. Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammmolches, *Triturus cristatus*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **12**: 197-209.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozöologie, Münster) (2010a): *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 206 S., www.bfn.de
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozöologie, Münster) (2010b): *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Kammmolch*. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FZ 80582013, S. 136-137.

- RÖDEL, M.-O., DEMTRÖDER, S., FUCHS, C., PETRICH, D., PFISTERER, F., RICHTER, A., STOLPE, C., VOB, R., RIPPERGER, S. P., MAYER, F., SCHMIDT, F., RIEB, J., OBERMAIER, E., DITTRICH, C. & J. THEIN (2014): Modifizierte Kleinfischreusen zur verbesserten Fängigkeit adulter Molche. – Zeitschrift für Feldherpetologie **21**: 75-82.
- SCHLÜPMANN, M. (2007): Erfahrungen mit dem Einsatz von Reusenfallen. – Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen 32: 8-18. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr32_Mai2007.pdf.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. (2013): Populationsparameter und Dichte der Molche (Gattungen *Mesotriton* und *Lissotriton*; Amphibia: Salamandridae) in stehenden Kleingewässern des Nordwestsauerlandes – ein Beitrag auch zum Kescherfang von Molchen. In: Beiträge zur Faunistik und Vegetationskunde in Nordrhein-Westfalen. Prof. Dr. Reiner Feldmann zum 80. Geburtstag – eine Festschrift. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **75**: 123-150.
- SCHLÜPMANN, M. (2014): Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 117-160.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.
- SCHMIDT, B. R., FURRER, S., KWET, A., LÖTTERS, S., RÖDDER, D., SZTATECSNY, M., TOBLER, U. & S. ZUMBACH (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 229-241.
- SEWELL, D., GRIFFITHS, R. A., BEEBEE, T. J. C., FOSTER, J. & J. W. WILKINSON (2013): Survey protocols for the British herpetofauna, Version 1.0, 22 S. Online im Internet: URL: http://www.narrs.org.uk/documents/Survey_protocols_for_the_British_herpetofauna.pdf.
- SIEDENSCHNUR, G. & T. SCHIKORE (2014): Optimierung der „Ortmann-Eimmereuse“ zum Fang von Molchen – Bauanleitung und Erfahrungsbericht zu ihrem Einsatz. – In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 245 -256.
- VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. – Rana, Sonderheft **4**: 145-162.
- VON BÜLOW, B. (2014): Erfahrungen mit Unterwasserfallen für Amphibien. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 179-188.
- WEDDELING, K. (2013): Zur Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit unkorrigierter Fangzahlen von Molchen in Wasserfallen. – Zeitschrift für Feldherpetologie **20**: 1-10.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SCHMIDT, P., ORTMANN, D. & G. BOSBACH (2005): Die Ermittlung von Bestandstrends bei Tierarten der FFH-Richtlinie: Methodenvorschläge zu einem Monitoring am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten der Anhänge IV und V. – In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Naturschutz und

Biologische Vielfalt **20**: 422-449.

WEDDELING, K., SACHTELEBEN, J., BEHERENS, M. & M. NEUKIRCHEN (2009): Ziele und Methoden des bundesweiten FFH-Monitorings am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 135-152.

WERBA, F. (2012): Amphibienmonitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel – Erste Ergebnisse. – Zeitschrift für Feldherpetologie **19**: 91-113.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Andreas Kronshage
LWL-Museum für Naturkunde
Außenstelle Heiliges Meer
Bergstraße 1
49509 Recke

E-Mail: Andreas.Kronshage@lwl.org

Martin Schlüpmann
Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in NRW
Hirseier Weg 18
58119 Hagen

E-Mail: m.schluepmann@ish.de

Dienstlich:
Biologische Station Westliches Ruhrgebiet
Ripshorster Straße 306, 46117 Oberhausen

E-Mail: martin.schluepmann@bswr.de

Christian Beckmann
Kronstädter Straße 3
45701 Herten

E-Mail: mail@christianbeckmann.de

Klaus Weddeling
Biologische Station im Rhein-Sieg-Kreis
Robert-Rösgen-Platz 1
53783 Eitorf

E-Mail: weddeling@biostation-rhein-sieg.de

Arno Geiger
Landesanstalt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
Postfach 101052
45659 Recklinghausen

E-Mail: arno.geiger@lanuv.nrw.de

Dr. Manfred Haacks (leguan gmbh)
306150 Postfach
20327 Hamburg

E-Mail: m.haacks@leguan.com

Dr. Susanne Böll
Fachbüro für Freilandökologie und Naturschutz
In der Setz 10
97218 Gerbrunn

E-Mail: susanne-boell@web.de

Auswahl-Bibliografie zum Thema Erfassung von Amphibien mittels Wasserfallen

Andreas Kronshage (Recke) & Dieter Glandt (Ochtrup)

Summary

Selected bibliography on the topic of catching amphibians with funnel traps

A current overview of selected new and older literature on the topic of funnel traps is given. Mainly European and American literature is cited. The overview contains literature dealing with amphibian mapping, scientific studies, amphibian monitoring and methods.

Die Zusammenstellung der Literatur gibt eine aktuelle Übersicht über ausgewählte neuere sowie ältere Beiträge zum Thema „Wasserfallen“. Darunter befinden sich unter anderem Arbeiten, die sich mit dem Einsatz von Wasserfallen im Rahmen von Amphibien-Bestandserfassungen und wissenschaftlichen Untersuchungen befassen oder das Thema Monitoring und Methoden beinhalten. Berücksichtigt werden vor allem europäische und auch ausgewählte amerikanische Arbeiten.

- ADAMS, M. J., RICHTER, K. O. & W. P. LEONARD (1997): Surveying and monitoring amphibians using aquatic funnel traps. In: OLSON, D. H., LEONARD, W. P. & R. B. BURY (ed.): Sampling amphibians in lentic habitats: Northwest Fauna 4: 47-54. Olympia, Washington.
- BAKER, J.M.R. (1999): Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England monitoring individuals. – Herpetological Journal 9: 1-8.
- BECKMANN, C. & C. GÖCKING (2012): Wie die Motte zum Licht? Ein Vergleich der Fängigkeit von beleuchteten und unbeleuchteten Wasserfallen bei Kamm-, Berg- und Teichmolch. – Zeitschrift für Feldherpetologie 19: 67-78.
- BEINLICH, B., WYCISK, U. & F. GRAWE (2004): Die Verbreitung des Kammolches im Kreis Hörter. – Egge-Weser 16: 37-48.
- BELLENOUE, S. (2014): Natura 2000 und Kammolche (*Triturus cristatus*) in der Champagne-Ardenne (Frankreich). In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 77: 209-218.
- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen 6: 111-116.
- BERGER, G., SCHÖNBRODT, T., LANGER, C. & H. KRETSCHMER (1999): Die Agrarlandschaft der Lebusplatte als Lebensraum für Amphibien. – Rana, Sonderheft 3: 81-99.

- BLIESENER, J. (2010): Zeit- und räumliches Verteilungsmuster von Molchen und Amphibienlarven in einigen ausgewählten stehenden Gewässern. – Diplomarbeit Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, unveröff.
- BLIESENER, J. & M. SCHLÜPMANN (2014): Räumlich differenzierte Erfassung von Molchen (Gattungen *Mesotriton*, *Lissotriton*, *Triturus*) und deren Larven in Gewässern mittels Flaschenreusen – ein Beitrag zur Bedeutung von Ufer und Wassertiefe beim Einsatz von Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 77-116.
- BLOSAT, B. (2014a): Negative Erfahrungen mit Flaschenreusen in amphibienreichen Kleingewässern der Eifel. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 219-224.
- BLOSAT, B. (2014b): Vergleich der Fängigkeit von Kleinfischreusen und Eimerreusen – Erste Ergebnisse aus verschiedenen Gewässern Nordrhein-Westfalens. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 225-234.
- BOCK, D. (2007): Populationsuntersuchungen des Kammmolches (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) mit Kleinfischreusen in den Naturschutzgebieten Stellmoorer Tunneltal und Höltigbaum. – Diplomarbeit am Department Biologie der Universität Hamburg, 77 S.
- BOCK, D., HENNIG, V. & S. STEINFARTZ (2009): The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 317-326.
- BÖLL, S. (2014): Potentielle Verbreitung des Chytridiomykose-Erregers *Batrachochytrium dendrobatidis* über Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 281-292.
- BUECH, R. R., & L. M. EGELAND (2002): Efficacy of three funnel traps for capturing amphibian larvae in seasonal forest ponds. – Herpetological Review **33**: 182-185.
- COOKE, A. S. (1995): A Comparison of Survey Methods for Crested Newts (*Triturus cristatus*) and Night Counts at a Secure Site, 1983-1993. – Herpetological Journal **5** (2): 221-228.
- CRESSWELL, W. & R. WHITWORTH (2004): An assessment of the efficiency of capture techniques and the value of different habitats for the great crested newt *Triturus cristatus*. – English Nature Research Reports **576**: 1-75.
- CSARMANN, E. (2006): Ökologie von Amphibien in ausgewählten Lacken des Seewinkels. – Diplomarbeit Universität Wien, unveröff.
- DENOEL, M. & R. SCHABETSBERGER (2003): Resource partitioning in two heterochronic populations of Greek Alpine newts, *Triturus alpestris veluchiensis*. – Acta Oecol. **24**: 55-64.
- DEWSBURY, D. (2011a): An alternative method for catching and surveying newts. In Practice **71**: 37-40.
- DEWSBURY, D. (2011b): Report of a Newt Survey of the Wyre Forest in May 2011. – Unpublished report, 13 S., Great Britain.
- DEWSBURY, D. (2013): Report of a Newt Survey of Savernake Forest, Wiltshire, April 2013. – Unpublished report, 17 S., Great Britain.
- DEWSBURY, D. (2014): A novel, effective and safe newt trap. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 189-208.

- DIEPENBEEK, A. VAN & J. VAN DELFT (2008): Het waarnemen van amfibieën en reptielen. – Stichting RAVON, Nijmegen, Niederlande. 2. Auflage. www.ravon.nl
- DODD, C. K. jr. (Hrsg.) (2010): Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques. – Oxford University Press, Oxford, New York.
- DODD, C. K. jr., LOMAN, J., COGALNICEANU, D. & M. PUKY (2012): Chapter 11. Monitoring amphibian populations. In: HEATWOLE, H. (ed): Amphibian Biology. Volume 10. HEATWOLE, H. & WILKINSON, J. W. (eds): Conservation and decline of amphibians: ecological aspect, effect of humans and management. – Surrey Beatty & Sons, Baulkham Hills, Australia. Pp. 3577-3635.
- DOLMEN, D. (1983): Diel rhythms of *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) (Amphibia) in central Norway. – Gunneria, Zoological Series **42**: 1-34.
- DRECHSLER, A., BOCK, D., ORTMANN, D. & S. STEINFARTZ (2010): Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. – Herpetology notes **3**: 13-21.
- ELZINGA, C., SALZER, D., WILLOUGHBY, J. W. & GIBBS, J. P. (2001): Monitoring plant and animal populations. – Oxford (Blackwell): 360 S.
- ENGE, K.M. (1997): Use of silt fencing and funnel traps for drift fences. – Herpetological Review **28**: 30-31.
- ENGLISH NATURE (2001): Great crested newt mitigation guidelines. – English Nature, Peterborough.
- ESSER, C. (1997): Populationsökologische Untersuchungen an Molchen im Naturschutzgebiet „Grubengelände Littfeld“ (Südwestfälisches Bergland) unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallbelastung. – Diplomarbeit Universität Münster, unveröff.
- FRONZUTO, J. & P. VERELL (2000): Sampling aquatic salamanders: tests of the efficiency of two funnel traps. – Journal of Herpetology **34**: 146-147.
- GEIGER, A. (2014): Einsatz von Wasserfallen für das FFH-Monitoring des Kammmolches (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen – erste Auswertungen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 257-270.
- GHIOCA, D. M. & L. M. SMITH (2007): Biases in trapping larval amphibians in playa wetlands. – Journal of Wildlife Management **71**: 991-995.
- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **9**: 129-132.
- GLANDT, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- GLANDT, D. (2014): Wasserfallen als Hilfsmittel der Amphibienerfassung – eine Standortbestimmung. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 9-50.
- GOLLMANN, G., KAMMEL, W. & A. MALETZKY (2007): Monitoring von Lurchen und Kriechtieren gemäß der FFH-Richtlinie: Vorschläge für Mindeststandards bei der Erhebung von Populationsdaten. – ÖGH-Aktuell (Mitteilungen der Österreichischen Gesellschaft für Herpetologie), Nr. **19**, 16 S.
- GONSCHORREK, K. (2011): Erfassung der häufigen Amphibienarten in NRW für ein Langzeitmonitoring – ein Methodenvergleich. – Diplomarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, unveröff.
- GONSCHORREK, K. (2012): Die häufigen Amphibienarten als Bioindikatoren. Methoden für ein Langzeitmonitoring. – Natur in NRW 3/12: 30-33.
- GONSCHORREK, K. (2014): Erfassung der heimischen Molcharten im nördlichen Westfalen – ein Methodenvergleich. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 161-178.

- GRABENHOFER, H. (2004): Untersuchungen an der Rotbauchunke (*Bombina orientalis*) Linnaeus, 1761, in ausgewählten Teilbereichen des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel. – Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Wien, unveröff.
- GRAYSON, K. L. & A. R. ROE (2007): Glow sticks as effective bait for capturing aquatic amphibians in funnel traps. – *Herpetological Review* **38**: 168-170.
- GREENWOOD, J. D. & R. A. ROBINSON (2006): 2 Principles of sampling. S. 11-86. In: SUTHERLAND, W. J. (ed.): *Ecological Census Techniques*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- GRIFFITHS, R. A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. – *Herpetological Journal* **1**: 5-10.
- GRIFFITHS, R.A. & V.J. MYLOTTE (1987): Microhabitat selection and feeding relations of smooth and warty newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*, at an upland pond in mid-Wales. – *Holarctic Ecology* **10**: 1-7.
- GRIFFITHS, R. A., RAPER, S. J. & L. D. BRADY (1996): Evaluation of a standard method for surveying common frogs (*Rana temporaria*) and newts (*Triturus cristatus*, *T. helveticus* and *T. vulgaris*). – JNCC Report No. 259 Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- GRIFFITHS, R. A. & T. LANGTON (2003): Catching and handling, Chapter 3: 33-44. In: GENT, A. H. & S. D. GIBSON (2003): *Herpetofauna Workers Manual*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
Online im Internet: URL: <http://jncc.defra.gov.uk/page-3325>.
- GRODDECK, J. unter Mitarbeit von P. SCHMIDT & A. GEIGER (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustands der Populationen des Kammmolches *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). – In: SCHNITZER, P. et al.: Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* (Halle), Sonderheft **2**, S. 267-268.
- GUNZBURGER, M. S. (2007): Evaluation of seven aquatic sampling methods for amphibians and other aquatic fauna. – *Applied Herpetology* **4**: 47-63.
- HAACKS, M. (2014): Erfahrungen mit Wasserfallen im Rahmen des Kammmolch-Monitorings in Schleswig-Holstein 2003 – 2012. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): *Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring*. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **77**: 271-280.
- HAACKS, M. & A. DREWS unter Mitarbeit von AXTNER, J., BERTRAM, G., BOLDT, C. & T. MÜLLER (2008): Bestandserfassung des Kammmolchs in Schleswig-Holstein – Vergleichsstudie zur Fängigkeit von PET-Trichterfallen und Kleinfischreusen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **15**: 79-88.
- HAACKS, M., BOCK, D., DREWS, A., FLOTTMANN, H.-J., GESKE, C., KUPFER, A., ORTMANN, D. & R. PODLOUCKY (2009): Bundesweite Bestandserfassung von Kammmolchen im Rahmen des FFH-Monitorings. Erfahrungen zur Fängigkeit von verschiedenen Wasserfallentypen. – *Natur und Landschaft* **84** (6): 276-280.
- HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.) (2009): *Methoden der Feldherpetologie*. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 1-424. Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- HALLIDAY, T. (2006): 7 Amphibians. S. 278-296. In: SUTHERLAND, W. J. (ed.): *Ecological Census Techniques*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- HARDMAN, C. J., MACKLEY, E. K. & D. B. HARRIS (2010): Wildlife surveys Chapter 9: Amphibian Surveys In: RSPB/NE Countdown 2010: Bringing Reedbeds to Life Project.
- HARTUNG, H., OSTHEIM, G. & D. GLANDT (1995): Eine neue tierschonende Trichterfalle zum Fang von Amphibien im Laichgewässer. – *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **5**: 125-128.

- HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., MCDIARMID, R. W., HAYEK, L.-A. C. & M. S. FOSTER (Hrsg.) (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. – Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- HUGHES, R. A. (2012): Influences of light level on great crested newt *Triturus cristatus* capture in bottle traps. – Herpetological Bulletin **122**: 26.
- JAGMANN, J. (2009): Zur Bestandssituation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans* Laurenti, 1768) im Botanischen Garten Bochum. – Bachelorarbeit Ruhr-Universität Bochum, unveröff.
- JAHN, P. (1995): Untersuchungen zur Populationsökologie von *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) und *T. vulgaris* (Linnaeus, 1758) am Friedeholzer Schlatt. – Diplomarbeit Universität Bremen, unveröff.
- JAHN, P. & K. JAHN (1997): Vergleich qualitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. – Mertensiella **7**: 61-69.
- JENKINS, C. L., MCGARIGAL, K. & L. R. GAMBLE (2002): A comparison of aquatic surveying techniques used to sample *Ambystoma opacum* larvae. – Herpetological Review **33**: 33-35.
- JNCC (2004): Common Standards Monitoring Guidance for Reptiles and Amphibians. – Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 29 S.
Online im Internet: URL: <http://jncc.defra.gov.uk/page-2223>.
- JOHNSON, S. A. & W. J. BARICHIVICH (2004): A simple technique for trapping *Siren lacertina*, *Amphiuma means*, and other aquatic vertebrates. – Journal of Freshwater Ecology **19**: 263-269.
- KARNS, D. R. (1986): Field Herpetology – Methods for the Study of Amphibians and Reptiles in Minnesota. – Occasional Paper No. **18**, James Ford Bell Museum of Natural History University of Minnesota, 88 S.
- KRAPPE, M. (2011): Methodische Erfahrungen bei der Amphibienkartierung in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes zweier handelsüblicher Reusentypen. – Rana **12**: 4-12.
- KRONE, A. (1992): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen für den Nachweis von Amphibien. – Rana **6**: 158-161.
- KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella **7**: 29-33.
- KRONSHAGE, A., MONZKA, M., MUTZ, T., NIESTEGGE, C. & M. SCHLÜPMANN (2009): Die Amphibien und Reptilien im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt, NRW). In: Beiträge zur Geologie, Ökologie und Biodiversität des Naturschutzgebietes Heiliges Meer im Kreis Steinfurt. Festschrift zum 75. Geburtstag von Heinz-Otto Rehage. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **71** (4): 109-157.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014a): Minnow traps from North America as tools for monitoring amphibians – first results from European newt populations. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 51-76.
- KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (2014b): Auswahl-Bibliografie zum Thema Erfassung von Amphibien mittels Wasserfallen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 359-368.
- KRONSHAGE, A., SCHLÜPMANN, M., BECKMANN, C., WEDDELING, K., GEIGER, A., HAACKS, M. & S. BÖLL (2014): Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfallen bei Amphibien-erfassungen. – In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 293-358.

- KRÖPFLI, M., P. HEER & J. PELLET (2010): Cost-effectiveness of two monitoring strategies for the great crested newt (*Triturus cristatus*). – *Amphibia-Reptilia* **31**: 403-410.
- KÜHNEL, K.-D. & R. BAIER (1995): Eine Lichtfalle für den Nachweis von Amphibien. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **2**: 225-226.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – *Jahrbuch für Feldherpetologie* **2**: 133-139.
- KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? – eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz.* – *Rana, Sonderheft* **4**: 137-144.
- KUPFER, A., P. GAUCHER, M. WILKINSON & D. J. GOWER (2006): Passive trapping of aquatic caecilians (Amphibia: Gymnophiona: Typhlonectidae). – *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **41** (2): 93-96.
- LAUCK, B. (2004): Using aquatic funnel traps to determine relative density of amphibian larvae: factors influencing trapping. – *Herpetological review* **35**: 248-250.
- LAUFER, H. (2009): Zur Effizienz verschiedener Wasserfallen für das Monitoring des Kammolchs (*Triturus cristatus*) und weiterer Wassermolche in NATURA-2000-Gebieten. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie.* – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 291-304.
- LEHMANN, K. & G. SIEDENSCHNUR (2009): Wassermolche (Caudata, *Triturus*) in und um Lüneburg unter besonderer Berücksichtigung des Kammolchs *Triturus cristatus* (LAURENTI 1768) im Jahr 2006. – *Jb. Naturwiss. Verein Fürstentum Lüneburg* **44**: 13-29.
- LOVE, S.: Great crested newt (*Triturus cristatus laur.*) capture efficacy within aquatic funnel traps is greatest at the base of the water column. – Unpublished dissertation.
- LÜSCHER, B. & S. ALTHAUS (2009): Molche in der Märchligenau bei Bern – Diskussion zweier Erfassungsmethoden. In: M. HACHTEL, M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hrsg.): *Methoden der Feldherpetologie.* – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 305-310.
- LWF & LFU (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2008): Erfassung und Bewertung von Arten der FFH-Richtlinie in Bayern – Kammolch (*Triturus cristatus*), Stand März 2008.
- MADDEN, N. & R. JEHL (2013): Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crested newt surveys (*Triturus cristatus*). – *Herpetological Journal* **23**: 241-244.
- MARCHETTI, M. P., ESTEBAN, E., LIMM, M. & R. KURTH (2004): Evaluating aspects of larval light trap bias and specificity in the northern Sacramento river system: Do size and color matter? – *Am. Fish. Soc. Symp.* **39**: 269-279.
- MARITZ, B., MASTERSON, G., MACKAY, D. & G. ALEXANDER (2007): The effect of funnel trap type and size of pitfall trap on trap success: implications for ecological field studies. – *Amphibia-Reptilia* **28**: 321-328.
- MEYER, S. (2005): Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammolchpopulationen (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts. – Dissertation Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 102 S..
- MINTEN, M. & T. FARTMANN (2001): Kammolch (*Triturus cristatus*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): *Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie.* – *Angewandte Landschaftsökologie* **42**: 256-262.
- MÖLLE, J. (1998): The „surfacing-trap“ – a novel method for trapping live waterbeetles and other aquatic animals. – *Latissimus* **10**: 43-48.

- MÖLLE, J. & A. KUPFER (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. – Zeitschrift für Feldherpetologie **5**: 219-227.
- NEUMANN, B., NEUMANN, H. & W. A. ROWOLD (2010): Vereinfachter Einsatz von Kleinfischreusen bei der aquatischen Erfassung von Lurchen. – Zeitschrift für Feldherpetologie **17**: 102-104.
- OLSON, D. H., LEONARD, W. P. & R. B. BURY (1997): Sampling Amphibians in Lentic Habitats: Methods and Approaches for the Pacific Northwest. – Society for North-western Vertebrate Biology, Olympia, Washington (USA), 134 S.
- ORTMANN, D. (o. J.): Bauanleitung für Unterwassertrichterfallen. – Manuskript, unveröff.
- ORTMANN, D. (2007): Kammolch-Monitoring Krefeld. – Unveröffentlichter Abschlussbericht, 264 S.
- ORTMANN, D. (2009): Kammolch-Monitoring-Krefeld – Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. – Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand. Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammolches, *Triturus cristatus*. – Zeitschrift für Feldherpetologie **12**: 197-209.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., WEDDELING, K. & W. BÖHME (2006): Capture effectiveness of terrestrial drift fences and funnel traps for the great crested newt, *Triturus cristatus*. In: VENCES, M., KÖHLER, J., ZIEGLER, T. & W. BÖHME (eds.), Zoologisches Forschungsmuseum and Societas Europaea Herpetologica: Herpetologia Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica: 103-105.
- PALIS, J. G., ADAMS, S. M. & M. J. PETERSON (2007): Evaluation of two types of commercially-made aquatic funnel traps for capturing ranid frogs. – Herpetological Review **38**: 166-167.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie, Münster) (2010a): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FZ 80582013, Bonn, 206 S., www.bfn.de
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München & Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie, Münster) (2010b): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Kammolch. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FZ 80582013, S. 136-137.
- RICHTER, K. O. (1995): A simple aquatic funnel trap and its application to wetland amphibian monitoring. – Herpetological Review **26**: 90-91.
- RÖDEL, M.-O., DEMTRÖDER, S., FUCHS, C., PETRICH, D., PFISTERER, F., RICHTER, A., STOLPE, C., VOB, R., RIPPERGER, S. P., MAYER, F., SCHMIDT, F., RIEB, J., OBERMAIER, E., DITTRICH, C. & J. THEIN (2014a): Modifizierte Kleinfischreusen zur verbesserten Fängigkeit adulter Molche. – Zeitschrift für Feldherpetologie **21**: 75-82.
- RÖDEL, M.-O., DEMTRÖDER, S., FUCHS, C., PETRICH, D., PFISTERER, F., RICHTER, A., STOLPE, C., VOB, R., RIPPERGER, S. P., MAYER, F., DITTRICH, C. & J. THEIN (2014b): Does intraspecific and intersexual attraction or avoidance influence newt abundance estimates based on fish funnel trap records? – Amphibia-Reptilia **35**: 141-144.
- RONDEL, S. TERNOIS, V. & S. BELLENOUE (2012): Inventaire des urodèles dans six mares de Champagne Humide (Soulaines-Dhuys – 10, Tremilly – 52) par la capture à l'aide de nasses à poissons. – Naturelle **4**: 32-39.

- SACHTELEBEN, J. & M. BEHRENS (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland – Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. – BfN-Skripten 278. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SANDER, U., ORTMANN, D., DISSANAYAKE, A., HACHTEL, M., WEDDELING, K. & A. SAMPELS (2006): Standardmethoden auf dem Prüfstand: Effektivität von Fangzaun, Eimerfallen und Markierungsmethoden. In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI & W. BÖHME: Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **30**: 267-307.
- SCHLEICH, S. (2014): Amphibiennachweise bei der Flusskrebserfassung mit Hilfe verschiedener Reusentypen. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 235-244.
- SCHLÜPMANN, M. (2007): Erfahrungen mit dem Einsatz von Reusenfallen. – Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen **32**: 8-18. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr32_Mai_2007.pdf.
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Wasserfallen als effektives Hilfsmittel zur Bestandsaufnahme von Amphibien – Bau, Handhabung, Einsatzmöglichkeiten und Fängigkeit. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement **15**: 257-290.
- SCHLÜPMANN, M. (2014): Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 117-160.
- SCHLÜPMANN, M. & A. KUPFER (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. – In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84.
- SCHMIDT, P., GRODDECK, J. & M. HACHTEL (2006): Lurche (Amphibien). – In: SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft **2**, S. 236-268.
- SCHNITZER, P., EICHEN, C.; ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft **2**, 370 S.
- SCHOLZ, S. (1996): Beitrag zur vergleichenden Autökologie dreier Molcharten – Gattung *Triturus* – in drei Gewässern im nordwestlichen Westfalen. – Diplomarbeit Universität Münster, unveröff.
- SEWELL, D., GRIFFITHS, R. A., BEEBEE, T. J. C., FOSTER, J. & J. W. WILKINSON (2013): Survey protocols for the British herpetofauna, Version 1.0, 22 S. Online im Internet: URL: http://www.narrs.org.uk/documents/Survey_protocols_for_the_British_herpetofauna.pdf.
- SHAFFER, H. B., ALFORD, R. A., WOODWARD, B. D., RICHARDS, S. J., ALTIG, R. G. & C. GASCAN (1994): Quantitative sampling of amphibian larvae. In: HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., McDIARMID, R. W. & L. C. HAYEK (Hrsg.): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians, S. 130-141. – Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- SIEDENSCHNUR, G. & T. SCHIKORE (2014): Optimierung der „Ortmann-Eimerreuse“ zum Fang von Molchen – Bauanleitung und Erfahrungsbericht zu ihrem Einsatz. – In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische An-

- wendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 245 – 256.
- SMITH, G. R. & J. E. RETTIG (1996): Effectiveness of aquatic funnel traps for sampling amphibian larvae. – *Herpetological Review* **27**: 190-191.
- SORENSEN, K. (2003): Trapping success and population analysis of *Siren lacertina* and *Amphiuma means*. – Master Thesis (unpublished), University of Florida, Gainesville, USA.
- SPARLING, D.W., RICHTER, K.O., CALHOUN, A. & M. MICACCHION (2001): Methods for evaluating wetland condition: using amphibians in bioassessments of wetlands. – U.S: Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington D.C., USA.
- STOLL, A. (2002): Vergleich zur Ökologie und Biologie von Molchpopulationen in rezenten und subrezentem Auebereichen des mittleren Oberrheins. – Diplomarbeit Universität Saarbrücken, unveröff.
- TUCKER, J. K. (1995): A simple aquatic funnel trap and its application to wetland amphibian monitoring. – *Herpetological Review* **26** (2): 90-91.
- VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) – Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Rana, Sonderheft **4**: 145-162.
- VON BÜLOW, B. (2014): Erfahrungen mit Unterwasserfallen für Amphibien. In: KRONSHAGE, A. & D. GLANDT (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendung im Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 179-188.
- WEDDELING, K. (2013): Zur Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit unkorrigierter Fangzahlen von Molchen in Wasserfallen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **20**: 1-10.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SANDER, U. & D. TARKHNISHVILI (2004): Bias in estimation of newt population size: A field study at five ponds using drift fences, pitfalls and funnel traps. – *Herpetological Journal* **14**: 1-7.
- WEINBERG, K. (2008): Vergleichende Untersuchung von Bergmolch *Triturus alpestris* und Fadenmolch *Triturus helveticus* in Biberteichen und anthropogenen Teichen in der Nordeifel. – Diplomarbeit Fachhochschule Osnabrück, unveröff.
- WEINBERG, K. & L. DALBECK (2009): Vergleich zweier Erfassungsmethoden am Beispiel von Berg- und Fadenmolch in Gewässern der Nordeifel. In: HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* **15**: 311-316.
- WERBA, F. (2012): Amphibienmonitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel – Erste Ergebnisse. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **19**: 91-113.
- WILSON, C. R. & P. B. PEARMAN (2000): Sampling characteristics of aquatic funnel traps for monitoring populations of adult Rough-Skinned Newts (*Taricha granulosa*) in lentic habitats. – *Northwestern Naturalist* **81**: 31-34.
- WILLSON J. D. & M. E. DORCAS (2003): Quantitative sampling of stream salamanders: comparison of dipnetting and funnel trapping techniques. – *Herpetological Review* **34**: 128-130.
- WILLSON, J. D. & M. E. DORCAS (2004): A comparison of aquatic drift fences with traditional funnel trapping as a quantitative method for sampling amphibians. – *Herpetological Review* **35**: 148-150.
- WILLSON, J. D. & J. W. GIBBONS (2010): Drift fences, coverboards, and other traps. In: DODD, K., Jr. (ed.): Amphibian ecology and conservation – a handbook of techniques: 229-245. – Oxford University Press, New York.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Andreas Kronshage
LWL-Museum für Naturkunde, Außenstelle Heiliges Meer
Bergstraße 1
49509 Recke

E-mail: Andreas.Kronshage@lwl.org

Dr. Dieter Glandt
Am Laukreuz 1
48607 Ochtrup

E-mail: Dieter.Glandt@gmx.de

ISBN 978-3-940726-28-5
ISSN 0175-3495



9 783940 726285