

KULTURBUND DER DDR

# Feldherpetologie 1986



# Inhalt

	Seite
Sacher, P.: Zur Gefährdungs- und Schutzproblematik der Kreuzkröte ( <i>Bufo calamita</i> )	1
Bast, H.-D.: Zur Schätzung der Bestandsgröße bei Amphibien	9
Lemcke, R.: Strukturuntersuchungen an einer Erdkrötenpopulation — <i>Bufo b. bufo</i> — auf der Basis mehrjähriger Straßenabschränkung	23
Große, W.-R.: Biotopwahl und Wanderverhalten des Laubfrosches, <i>Hyla arborea arborea</i> L.	26
Sacher, P.: Fehlverpaarungen zwischen Knoblauchkröte ( <i>Pelobates fuscus</i> ) und Kreuzkröte ( <i>Bufo calamita</i> )	30

Herausgeber:

Kulturbund der DDR

Zentralvorstand der Gesellschaft für Natur und Umwelt

Zentraler Fachausschuß Feldherpetologie

Redaktion (im Auftrage des ZFA):

U. Scheidt, 5025 Erfurt, Röntgenstraße 30

Titelfoto (v. P. Sacher): Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Preis: 4,- M

Druck: DLB Erfurt, Abt. Druckerei Gartenstraße

## Zur Gefährdungs- und Schutzproblematik der Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

### Bemerkungen zur Gesamtsproblematik

Die Situation unserer Herpetofauna ist hinlänglich bekannt: praktisch alle heimischen Vertreter sind gefährdet, auch wenn es von Art zu Art und regional teilweise erhebliche Unterschiede gibt. Hauptverursacher dieser Misere — daran zweifelt wohl niemand ernsthaft — ist der Mensch. Hauptangriffspunkt, was die Amphibien angeht, sind deren Laichgewässer.

Im Wissen um diese „Nadelöhrfunktion“ der Laichgewässer könnte mancher die Frage stellen, ob es sich denn überhaupt lohnt, über die Gefährdungs- und Schutzproblematik einer Lurchart zu diskutieren, wo doch alle Arten zumindest während der Reproduktionsphase unmittelbar wasserabhängig und damit direkt betroffen sind. Die Antwort kann nur lauten: Ja, es lohnt sich; solche „Einzeldiskussionen“ sind sogar dringend erforderlich. Ein Beispiel mag das belegen: Seit einigen Jahren ist ein erfreulicher Aufwärtstrend hinsichtlich der Neuschaffung von Klein- und Kleinstgewässern zu verzeichnen. Daß damit die generelle Zielstellung verfolgt wird, den heimischen Amphibienarten neue Laichmöglichkeiten zu bieten, liegt auf der Hand und ist für jedermann einleuchtend. Keineswegs selbstverständlich scheint aber bisher zu sein, daß es bereits in der Konzeptionsphase zu überlegen gilt, für welche Art(en) das zu schaffende Laichgewässer besonders attraktiv und damit bestandsfördernd sein soll und welche Besonderheiten es deshalb aufweisen muß.

Dies gilt im übrigen auch für Umsetzungsaktionen von Larven und/oder Laich. Leider ist gelegentlich noch festzustellen, daß anerkennenswerte Initiativen und Aktivitäten letztlich verpuffen, weil nur unzureichende Kenntnisse über die diesen Entwicklungsstadien zuträglichen Bedingungen und über die Beschaffenheit des „Ersatzgewässers“ vorhanden sind. Über in dieser Hinsicht wesentliche Parameter muß aber vorher Klarheit herrschen, auch wenn sich der Erfolg solcher Umsetzungsaktionen nicht immer mit absoluter Sicherheit abschätzen läßt.

Die bessere Kenntnis der Lebensweise und damit auch der Spezifik der einzelnen Arten und ihrer Entwicklungsstadien ist daher eine ganz wesentliche Voraussetzung für wirksamere Schutzmaßnahmen. Dabei darf nicht vergessen werden, daß sich gezielte Maßnahmen nicht nur auf die Laichgewässer, sondern in untrennbarem Zusammenhang damit auch auf die Landhabitats beziehen müssen: Manche Arten verschwinden bei Veränderungen ihres Lebensraumes erfahrungsgemäß sehr schnell — und dies unabhängig davon, ob ihr(e) Laichgewässer in Mitleidenschaft gezogen wurde(n) oder nicht.

Das trifft auch für die Kreuzkröte zu, die als stenöke Art eben durchaus nicht schlechthin Sandgebiete besiedelt, an die wohl jeder unwillkürlich denken wird, wenn es um *Bufo calamita* geht.

In verschiedenen Populationen gesammelte Erfahrungen veranlassen den Verf., einige wesentlich scheinende Überlegungen zu dieser Thematik nachstehend mitzuteilen.

## Direkte Nachstellungen

Kreuzkrötenpopulationen erleiden durch direkte Nachstellungen weniger Verluste als beispielsweise Erdkröten. Massaker, wie sie an Laichplätzen letztgenannter Art leider noch immer traurige Realität sind, entfallen bei *Bufo calamita* praktisch, weil sie auch während der Fortpflanzungsperiode vorwiegend nachtaktiv ist. Ihre bei typischer Gewässerausprägung sehr ins Auge fallenden Kaulquappen sind dagegen, besonders in Siedlungsnähe, in teilweise erheblichem Maße Nachstellungen durch Kinder ausgesetzt. Die Kreuzkrötenlarven lassen sich verhältnismäßig leicht fangen, da sie nur über geringe Strecken flüchten und außerdem im Flachwasser gut sichtbar und erreichbar sind (Abb. 1). Verf. konnte andererseits mehrfach beobachten, daß sie für Kinder weitaus weniger interessant (und damit weniger begehrter) als beispielsweise Erdkröten- oder Knoblauchkrötenquappen sind, weil sie sich fast ausschließlich am Boden des Fangglases aufhalten und nur geringe Bewegungsaktivität aufweisen.

Nur weitere unermüdlige Aufklärungsarbeit kann bei direkten Nachstellungen Abhilfe schaffen (vgl. u. a. Günther 1984)!



Abb. 1: Larven der Kreuzkröte im ausgedehnten Flachwasserbereich eines temporären Laichgewässers (vgl. 4. Umschlagseite, obere Abb.)

Foto: P. Sacher

## Landhabitate

Die in der Literatur genannten Landhabitate von *Bufo calamita* scheinen auf den ersten Blick wenig Gemeinsames aufzuweisen. Sie können von ursprünglich besiedelten Habitaten wie Dünen und Überschwemmungsflächen in Flußniederungen über heute eindeutig dominierende Sekundärstandorte wie Sandgruben und Brachflächen verschiedenster Art bis zu Friedhöfen, Bergbauhalden und Steinbrüchen reichen (vgl. z. B. Blab 1978, Möller u. Steinborn 1981, Niekisch 1982, 1983), ohne damit begrifflich schon die ganze Palette der Möglichkeiten erfaßt zu haben.

Dies könnte den Eindruck von großer ökologischer Plastizität der Kreuzkröte erwecken. Das ist aber — wie bereits einleitend erwähnt — nicht der Fall: die Kreuzkröte reagiert gegenüber strukturellen Veränderungen ihres Lebensraumes wenig flexibel, d. h. ihre Anpassungsfähigkeit ist gering (vgl. auch Niekisch 1982).

Bei einer Analyse der Fundlokalitäten zeigt sich, daß solche in Sandgebieten zwar eindeutig dominieren, darüber hinaus aber vegetationsarme sonnenexponierte Flächen mit lockerem, gut grabbarem Substrat wichtige zusätzliche Voraussetzung für ein Vorkommen der Art sind. Der schütterere Pflanzenbewuchs wird oft allein schon durch die mindere Bodenqualität bewirkt. Häufiger noch ist er aber Ausdruck intensiver menschlicher Betätigung, die zu ständigen Habitatveränderungen führt (u. a. in Betrieb befindliche Sand-, Kies- und Tongruben, Baugelände, Abraumphalden) — vgl. 4. US., obere Abb.

Solche dynamischen Lebensräume werden von der Kreuzkröte oftmals schon kurz nach Entstehen besiedelt, wozu sie ihre beachtlichen Laufleistungen und, damit verbunden, das Umhervagabundieren halbwüchsiger, aber auch adulter Tiere befähigen.

Vegetationsarme Flächen sind, wenn es sich um Ödland handelt, in erster Linie durch Maßnahmen zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche gefährdet, in Stadtnähe vorwiegend durch Bebauungsmaßnahmen. Anders in Sand-, Kies- und Tongruben, die, was die Vorkommenshäufigkeit betrifft, klar dominieren: Solange sie betrieben werden, sind die hinsichtlich Pflanzenbewuchs und Belichtung erforderlichen Bedingungen zwar realisiert, doch ist ein bestimmter Prozentsatz der Population durch die laufenden Arbeiten hier permanent gefährdet. Nach Einstellen des Grubenbetriebes droht solchen Beständen, die meist ohnehin schon isolierte Reliktvorkommen inmitten der Agrarlandschaft darstellen, besondere Gefahr durch Verkippung und Vermüllung (vgl. auch Hübner 1986). Selbst wenn dies nicht erfolgt, tritt in der Regel ein allmähliches Erlöschen der Population ein, weil derartige Habitate rasch zuwachsen. Gleiches gilt für Gebiete mit im Zuge des Braunkohlenabbaus entstandenen Abraumphlächen. Auch hier ist die Kreuzkröte häufig nur ein vorübergehendes Faunenelement, das mit zunehmender Rekultivierungstätigkeit in seinem Lebensraum zumindest stark eingeeengt, nicht selten aber auch wieder völlig verdrängt wird. Daß das Sinken des Grundwasserspiegels zudem die Abtauchmöglichkeiten stark reduzieren kann, sei als weiterer negativer Aspekt angefügt.

Diese Angaben verdeutlichen, daß die Erhaltung (ggf. damit verbunden: Unterschutzstellung) im Falle natürlich entstandener vegetationsarmer Flächen meist ausreicht, um den Fortbestand der Population zu sichern. Bei anthropogen installierten Habitaten, wie Sand-, Kies- und Tongruben, genügt das dagegen nicht. Sollen sie nach dem Auflassen als Lebensraum der Kreuzkröte erhalten bleiben, sind kontinuierliche Pflegemaßnahmen unumgänglich, um die rasch einsetzende Verkräutung und Verbuschung zu verhindern (vgl. z. B. Ortlieb 1984). Sinnvoll wäre zweifellos auch, in Rekultivierungsgebieten einen von Fall

zu Fall festzulegenden Brachflächenanteil zu belassen, sofern in der näheren Umgebung ein Laichgewässer bereits vorhanden ist oder ohne großen Aufwand geschaffen werden kann (vgl. auch Hübner 1986).

### Laichplätze

Von der Kreuzkröte können nur solche Habitats dauerhaft besiedelt werden, die auch den Reproduktionsvorgang ermöglichen, d. h. mindestens ein geeignetes Laichgewässer aufweisen. Meist befindet sich dieses Gewässer in unmittelbarer Nähe, häufiger noch sogar inmitten des Landhabitats. Dabei ist es durchaus nicht gleichgültig, ob es sich um ein dauerhaftes oder um ein lediglich zeitweilig wasserführendes Gewässer handelt (vgl. Abschnitt „Trockenfallen“ und S. 7). Die Größe ist dagegen von zweitrangiger Bedeutung, wenn nur garantiert ist, daß es ausreichend Flachbereiche und geringen Pflanzenbewuchs aufweist sowie gut belichtet ist.

In den vorrangig besiedelten Landhabitaten (vgl. oben) ist dieser flache unbeschattete Gewässertyp die Regel. Zumeist handelt es sich um Klein- und Kleinstgewässer, selbst regenwassergefüllte Fahrspuren und Pfützen können zum Ablachen genutzt werden. Größere Gewässer werden immer dann gemieden, wenn ihre Uferpartien zu steilwandig und/oder Flachwasserbereiche nur in geringem Maße ausgeprägt sind bzw. gänzlich fehlen.

Die genannten Anforderungen an das Laichgewässer stehen in ursächlichem Zusammenhang mit verhaltensbiologischen und physiologischen Besonderheiten während der Fortpflanzungszeit:

- Das für die später aus dem Winterquartier anwandernden ♀♀ als akustische Orientierung dienende Chorrrufen der ♂♂ erfolgt nur dann, wenn diese Rufwarten im Flachwasserbereich (1—4 cm Wassertiefe) beziehen können (Einzelheiten hierzu vgl. Sacher 1985) — s. Titelfoto.
- Das Ablachen findet ebenfalls nur in Bereichen mit geringem Wasserstand statt; Laichschnüre in Tiefen über 10 cm wurden nur ausnahmsweise beobachtet.
- Tagsüber erwärmen sich flache Gewässerbereiche u. U. extrem; Wassertemperaturen von 30—35 °C sind keine Seltenheit. Dies verkürzt den Zeitraum vom Ablachen bis zur Metamorphose der Kaulquappen erheblich — unter günstigen Bedingungen kann dieser Vorgang in lediglich 3 Wochen ablaufen (Sacher, im Druck). Für Gebiete, die nur temporäre Klein- und Kleinstgewässer aufweisen, ist dies von ganz besonderer Bedeutung, ist die Entwicklung der Quappen doch oftmals ein regelrechter Wettlauf mit der Zeit (Trockenfallen binnen kurzer — zu kurzer — Zeit)!

Erfahrungsgemäß sind die Laichgewässer der Kreuzkröte besonderen Gefahren ausgesetzt. Es sind dies vor allem

- Trockenfallen. Wie bereits erwähnt, ist in Gebieten mit ausschließlich temporären Gewässern mit erheblichen Ausfällen an Larven zu rechnen, weil die seichten Wasseransammlungen rasch austrocknen (4. US, untere Abb.). Beispielsweise wurde in einer Wittenberger Population mit knapp 100 adulten Tieren 1983 zwar mehrmals abgelacht (M/E IV, EV, A VIII), doch gelangte nicht eine Larve dieses Jahrgangs bis zur Metamorphose. Das bedeutet nicht, daß der Totalausfall eines Jahrgangs in einer solch starken Population in den Folgejahren nicht (wenigstens teilweise) kompensiert werden könnte. Bei andernorts oft schon zersplitterten und individuenarmen Populationen dürften einige ungünstige Jahre aber durchaus schon eine

insgesamt bedenkliche Dezimierung und im Extremfall sogar ein Erlöschen zur Folge haben.

- Verunreinigungen/Schadstoffbelastung. Durch von angrenzenden Flächen eingeschwemmte Düngemittel, Silagerückstände usw. erfolgt u.a. eine Anreicherung von Nährstoffen im Wasser und eine ebenso rapide Zunahme des Pflanzenbewuchses. Die Ausbildung regelrechter Algenteppiche führt dazu, daß ein solches Gewässer für die Kreuzkröte nicht mehr oder nur bedingt nutzbar ist. In diesem Zusammenhang sind auch toxische Effekte durch eingeschwemmte Biozide, pH-Wert-Verschiebungen sowie starke Sauerstoffzehrung als zweifellos schädigend zunehmend zu beachten, obwohl vielfach nur der erste Aspekt, da er optisch wahrnehmbar ist, registriert wird.
- Vermüllung/Verkipfung. Wie bereits im Zusammenhang mit der Gefährdung der Landhabitate erwähnt, sind davon besonders Gewässer in Abgrabengebieten (Sand-, Kies-, Tongruben) betroffen. Klein- und Kleinstgewässer sind in dieser Hinsicht aber insgesamt gefährdet, weil ihre wirtschaftliche Nutzung zumeist nicht lohnt. So werden unter diesem Blickwinkel wenig attraktive Gewässer, die wegen ihrer geringen Größe zudem kaum einen

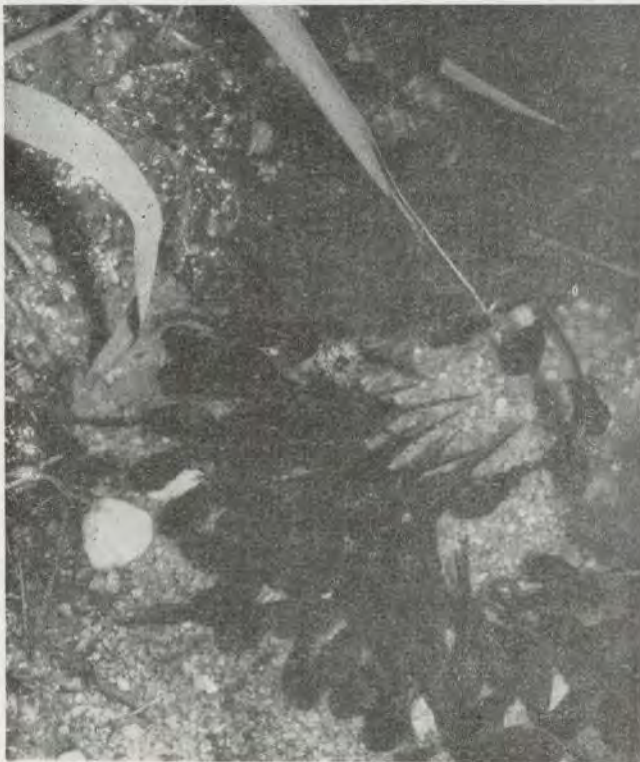


Abb. 2: Charakteristische Larvenansammlung in einem Gewässer mit nur kleinflächig ausgebildetem Flachwasserbereich

Foto: P. Sacher

„touristischen“ Erholungswert besitzen, vielerorts zu regelrechten „Sperrmüllschluckern“. Nicht selten stellt dann ein Zuschütten/Verfüllen mit Aushub u. ä. das Endstadium dar.

Welche Maßnahmen resultieren aus dem Gesagten in bezug auf die Laichplätze der Kreuzkröte? Als zur Genüge bekannt darf vorausgesetzt werden, daß — wie bei allen Lurcharten — wichtigster Punkt die Erhaltung der Laichhabitate ist. Speziell bedeutet das,

- die Flachwasserbereiche nach Möglichkeit zu vergrößern (bzw. in bisher ungeeigneten Gewässern zu schaffen) sowie Verkrautung und Vermüllung unbedingt zu verhindern (vgl. auch Schiemenz 1979). Entkrautungsaktionen sollten ausschließlich außerhalb der Laichperiode, am besten im Herbst, vorgenommen werden (Verf. sah A IV 1985 an einem Kleingewässer ein negatives Beispiel, als mit den Pflanzen auch bereits vorhandener Laich der Knoblauchkröte an Land gezogen wurde!).

In strukturell geeigneten Laichgewässern zeigen die Kaulquappen ein nahezu regelmäßiges Verteilungsmuster, wie es in Abb. 1 deutlich wird. In Gewässern mit zu geringem Flachwasseranteil kommt es dagegen zu auffälligen Quappenansammlungen (Abb. 2), die für *Bufo calamita* normalerweise völlig untypisch sind, und u. U. auch zu Nahrungsmangel.

- die bevorzugt von *Bufo calamita* genutzten temporären Gewässer während des potentiellen Ablaichzeitraums regelmäßig zu kontrollieren, weil hier oftmals wegen des drohenden Trockenfallens kurzfristig Umsetzungsaktionen von Laich und/oder Larven vorgenommen werden müssen. Die Larven lassen sich leicht abkeschern; ihr Transport ist unproblematisch, wenn geeignete Wasserbehälter zur Verfügung stehen (Eimer, Wannen, Fässer, Kanister u. ä.). Oftmals gelingt es aber auch, mit herantransportiertem Wasser das endgültige Trockenfallen zu verhindern — dies ist freilich nur dann vom Aufwand her vertretbar (und vor allem durchzuhalten!), wenn es um die Überbrückung nur weniger Tage geht. Zufriedenstellende Resultate lassen sich manchmal bereits erreichen, wenn besonders flache Pfützen rechtzeitig „betäumt“ werden, d. h. Umsetzung von Laich oder Larven in benachbarte, etwas tiefere Pfützen erfolgt. Auch dies ist freilich nur eine Kurzzeitlösung!

- wenn ein Aussetzen in ein Gewässer erfolgt, von dem nicht bekannt ist, ob es von der Kreuzkröte bereits zum Ablaichen genutzt wird, wenigstens eine Prüfung des pH-Wertes vorzunehmen. Wie wichtig das sein kann, zeigen diesbezügliche Untersuchungen von Beebe et al. (1982) und Arnold (1983).

Es empfiehlt sich ferner, das Gewässer auf potentiellen Feindbesatz zu prüfen (in größeren Gewässern u. U. Gefährdung durch Raubfische, in Kleingewässern vor allem durch Wasserkäfer und deren Larven, Libellenlarven, Wasserwanzen und in manchen Fällen — im Wittenberger Gebiet nicht selten zu beobachten — durch zur „Hälterung“ eingesetzte Köderfische). Daß der Aussetzungsvorgang mit dem Einbringen in das ausgewählte Gewässer nur formell abgeschlossen ist, sei ausdrücklich betont — das weitere Beobachten der Larven sollte selbstverständlich sein, gibt doch erst das Vorhandensein metamorphosierter Jungtiere Auskunft über den Erfolg der Aktion.

- am Ufer des Gewässers Deckungsmöglichkeiten zu garantieren (Steine, Bretter u. ä.) — die das Wasser verlassenden Jungkröten (kleiner als 1 cm!) trocknen, wenn das an heißen Tagen geschieht, sonst u. U. schon bald aus



(Abb. 3). In der Fortpflanzungszeit bietet dies außerdem den sich tagsüber zumeist in unmittelbarer Nähe des Gewässers aufhaltenden Kreuzkrötenmännchen zusätzliche Versteckmöglichkeiten (vgl. Sacher 1985).



Abb. 3: Jungkröten auf kahlem, hartem Boden unmittelbar nach Verlassen des Laichgewässers  
Foto: P. Sacher

Wenn im Zuge des Sand-, Kies- oder Tonabbaus bzw. von Bebauungsmaßnahmen in Siedlungsnähe Laichgewässer nicht mehr zu halten sind, sollte — wie im Falle der durch Austrocknung bedrohten Wasseransammlungen — eine Umsetzung von Laich und Larven erfolgen. Im Grubengelände genügt meist schon ein Umsetzen in vom Abbau nicht gefährdete Bereiche. Bei Bebauungsmaßnahmen und Verkippung bleibt oft als einzige Möglichkeit zur Erhaltung der Population das Schaffen neuer Laichplätze. Bei einer solchen Neuanlage ist unbedingt ein dauerhaftes Gewässer anzustreben, um den permanenten Nachteile des Austrocknens zu umgehen. Niekisch (1982) charakterisiert das folgendermaßen: „Da die zahlenmäßig größten Verluste in intakten Biotopen gewöhnlich durch das Trockenfallen von Laichgewässern verursacht werden, ist es am wirksamsten, Laich und Larven aus von Austrocknung bedrohten Gewässern zu evakuieren und in andere Wasserstellen des Biotops umzusiedeln, soweit diese geeignete Bedingungen aufweisen, und zudem lange wasserführende Kleingewässer anzulegen.“ (S. 102).

Wo die Möglichkeit besteht, sollte die Neuanlage von Laichgewässern aber auch ohne die genannten Zwänge realisiert werden, d. h. über den Charakter eines „Ersatzgewässers“ hinausgehen. Dies kann von besonderem Wert sein, um

- in einem bereits vorhandenen Kreuzkrötenbiotop die Population mittels zusätzlicher Abblachmöglichkeiten zu stabilisieren
- auf „halbem Weg“ zwischen voneinander isolierten Populationen eine Laichmöglichkeit zu schaffen, die den schon unterbrochenen Genaustausch wieder gestattet
- in einem von der Art noch nicht bewohnten geeigneten Habitat Ansiedlungsmöglichkeiten zu schaffen.

Als besonders günstig erweisen sich neu angelegte Laichplätze in stillgelegten Abgrabungen, da hier der Abbau meist bis zum Grundwasserhorizont vorangetrieben wurde. Ihre Anlage muß im Winterhalbjahr erfolgen, weil sich die Kreuzkröten in diesem Zeitraum im Hangbereich der Abgrabungen zur Überwinterung aufhalten und daher bei Einsatz von Technik nicht gefährdet sind. Die entstehenden flachen, u.U. dauerhaft wasserführenden Kleingewässer bieten den Kreuzkröten nahezu ideale Abblachmöglichkeiten. Sie eignen sich auch hervorragend für Neu- und Wiederbesiedlungsaktionen mit Kreuzkröten. Bei einer Wiederansiedlung muß in jedem Fall garantiert sein, daß die Ursachen für das Erlöschen der Art in diesem Gebiet hinlänglich bekannt sind und alle damit im Zusammenhang stehenden Störfaktoren ausgeschaltet werden können.

Alle vorzunehmenden Maßnahmen müssen mit dem zuständigen Naturschutzorgan abgestimmt und von diesem genehmigt worden sein, dürfen also keinesfalls auf eigene Faust durchgeführt werden!

#### Literatur (Auswahl):

- Arnold, A. (1983): Zur Veränderung des pH-Wertes der Laichgewässer einheimischer Amphibien. — Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. Berlin 23 (1), S. 35–40
- Beebee, T. et al. (1982): Observation and Conservation of a Relict Population of the Natterjack Toad *Bufo calamita* (LAURENTI) in Southern England over the Period 1972–1981. — Amphibia – Reptilia 3, S. 33–52
- Blab, J. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. — Schriftenr. Landschaftspf. Naturschutz, H. 18, 141 S.
- Günther, R. (1984): Zum Schutz der europäischen Herpetofauna. — Feldherpetologie 1984, S. 1–6
- Hübner, T. (1986): Bestandssituation und Rückgang der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) zwischen Leverkusen und Duisburg und daraus resultierende Vorschläge für die Rekultivierung von Abgrabungen. — Natur u. Heimat 64 (1), S. 19–24
- Möller, E., u. G. Steinborn (1981): Kreuzkröte – *Bufo calamita* Laurenti 1768. In: R. Feldmann (Hrsg.), Die Amphibien und Reptilien Westfalens. — Abh. Landesmus. Naturk. Münster 43 (4), S. 1–161
- Niekisch, M. (1982): Beitrag zu Biologie und Schutz der Kreuzkröte (*Bufo calamita* LAUR.). — Decheniana (Bonn) 135, S. 88–103
- Niekisch, M. (1983): Kreuzkröte – *Bufo calamita* LAURENTI 1768. In: A. Geiger u. M. Niekisch (Hrsg.), Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland. Vorläufiger Verbreitungsatlas. — Neuss, 168 S.
- Ortlieb, R. (1984): Zur Erfassung und zum Schutz von stillgelegten Steinbrüchen, Ton- und Kiesgruben. — Feldherpetologie 1984, S. 18–19
- Sacher, P. (1985): Beiträge zur Biologie und Lebensweise der Kreuzkröte (*Bufo calamita* LAUR.), — Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden 40 (11), S. 153–173
- Sacher, P. (im Druck): Zur Entwicklung und Lebensweise von Kreuzkrötenlarven (*Bufo calamita* LAUR.). — Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden
- Schiemenz, H. (1979): Schutzmaßnahmen für Amphibienlaichgewässer. — Feldherp. Mitt. 2, S. 2–6

Dr. Peter Sacher  
Zimmermannstraße 12b  
Wittenberg Lutherstadt  
4600

## Zur Schätzung der Bestandsgröße bei Amphibien

### 1. Einleitung

Bekanntermaßen sind die meisten Lurchbestände der DDR, ebenso wie in vielen anderen Ländern, im Verlaufe der vergangenen Jahre immer geringer geworden. Teilweise kam es auch regional sogar schon zum völligen Erlöschen von ganzen Populationen (Günther, 1983). Dieser Entwicklung trug der Gesetzgeber mit der Unterschutzstellung sämtlicher heimischer Arten dieses Taxons, nun endlich Rechnung (Artenschutzbestimmung vom 1. Oktober 1984). Es gilt nun, diesen weitgehenden Bestimmungen allgemeine Geltung zu verschaffen. Es bedarf jedoch nicht nur des Schutzes, sondern auch der gezielten Förderung der gefährdeten Bestände, um den rückläufigen Trend aufzuhalten bzw. umzukehren. Hier sind wir Feldherpetologen gefordert, wissenschaftlich fundierte Konzepte einzubringen. Grundlegende aut-, dem- und synökologische Forschungen sind dazu *conditio sine qua non*. Es geht also neben anderem um die Erforschung von Gesetzmäßigkeiten, die der Populationsentwicklung in Raum und Zeit zugrunde liegen. Der möglichst genauen Bestimmung der aktuellen Bestandsgröße und -zusammensetzung kommt dabei zwangsläufig entscheidende Bedeutung zu.

Da ein Teil des methodischen Schrifttums zu dieser Problematik für viele im Felde tätige Herpetologen und Naturschützer nicht oder nur schwer zugänglich ist, wird in dieser Arbeit stärkerer Wert auf die mathematische Auswertung von Markierungsexperimenten gelegt, als auf die Beschreibung der meist bekannten einfachen Schätzverfahren.

### 2. Methoden der Bestandsschätzung

Die meisten Lurcharten bewohnen saisonal unterschiedliche Aktionsräume innerhalb des Jahreslebensraumes (z. B. Laichplatz, Sommerlebensraum, Überwinterungsquartier). Am einfachsten und genauesten sind Untersuchungen am Laichplatz, weil sich hier alle oder zumindest die meisten erwachsenen (sexuell reifen) Angehörigen des Bestandes in einem mehr oder weniger kurzen Zeitraum auf relativ kleiner Fläche zusammenfinden. Allerdings darf nicht vergessen werden, daß dies nicht unbedingt auf die juvenilen oder subadulten Individuen in gleichem Maße zutreffen muß, die jedoch normalerweise den zahlenmäßig größten Anteil des Bestandes ausmachen dürften.

#### 2.1. Direktzählungen

Bei Arten, die im Frühjahr konzentrierte Migrationen zwischen einem Überwinterungsquartier an Land und ihrem Laichplatz ausführen (z. B. Erdkröte) lassen sich gute Ergebnisse durch vollständige Absperrung des Gewässers mittels eines Fangzaunes, entlang dem in geringem Abstand (einige Meter) Fanggefäße (z. B. eingegrabene Eimer) aufgestellt wurden, erzielen. Natürlich ist es hierbei sehr wichtig, daß die anwandernden Tiere schnell registriert und auf die andere Zaunseite gesetzt werden, um Verhaltensumstimmungen zu verhindern. Es muß auch unbedingt vermieden werden, daß Lurchfeinde die günstige Gelegenheit zu leichtem Raub mißbrauchen könnten.

In kleineren Gewässern ist ein vollständiges Leerfangen durchführbar. Diese drastische Methode sollte jedoch nur dann angewendet werden, wenn das erzielbare Resultat in einem akzeptablen Verhältnis zu der, durch die Fangaktivitäten verursachten Störung aller Strukturelemente der Biozönose, steht.

Recht problematisch ist die Auswertung von Bestandserhebungen in den Sommerquartieren, da hier einerseits die Tiere leicht übersehen werden können und zum anderen die Zuordnung zu bestimmten Populationen meist schwierig ist. Falls auf Grund der geographischen Lage eine Überlappung mit den Sommerlebensräumen anderer Populationen ausgeschlossen werden kann, ist es möglich, mit Hilfe einer Stichprobenmethode den Bestand zu schätzen. Hierzu unterteilt man den gesamten bekannten Sommerlebensraum am besten in Strata (Areale mit unterschiedlicher Habitatqualität), deren Flächenausdehnung auf genauen großmaßstäblichen Karten (z. B. 1:1000) mittels Planimeter ermittelt wird. Für jedes Stratum werden dann entsprechend der verfügbaren Kapazität mit Hilfe eines Zufallssystems mehrere Probeflächen gleicher Ausdehnung (mindestens doppelt so groß wie die dem täglichen Aktionsradius eines Individuums entsprechende Fläche) festgelegt. Zu einem günstigen Zeitpunkt (Aktivitätsphase) stellt man nun die Anzahl der Individuen auf diesen Probeflächen fest. Aus den Mittelwerten der Probeflächen darf auf die Gesamtzahl der Tiere in den jeweiligen Strata hochgerechnet werden. Die Summe der Werte aller Strata ist eine Schätzung des Gesamtbestandes der Art im untersuchten Gebiet. Diese Methode eignet sich besonders für Arten mit sehr großem Jahreslebensraum (wie z. B. Springfrosch, Erdkröte, Grasfrosch). Natürlich kann man die Strata auch nach anderen Kriterien definieren (z. B. Entfernung vom Laichplatz).

Für die Schätzung von Molchbeständen in Gewässern empfahl Arnold (1982) eine vergleichbare Methodik. Dabei erfaßt man die Anzahl der innerhalb einer bestimmten Zeit im Bereich einer vorher festgelegten Standardfläche zum Luftholen auftauchenden Tiere. Auf Basis der temperaturabhängigen mittleren Atemholfrequenz läßt sich dann die Anzahl der unter dieser Fläche befindlichen Individuen berechnen. Untersucht man mehrere solche Probeflächen eines Gewässers, läßt sich aus der mittleren Abundanz (Individuen je Flächeneinheit) der Gesamtbestand hochrechnen. Voraussetzung und kritischer Punkt dieses Verfahrens ist natürlich eine genaue Kenntnis der mittleren Atemholfrequenz, die eigentlich jeweils mittels einer in situ-Methode parallel bestimmt werden müßte.

## 2.2. Indirekte Erfassungsmethoden

Sehr praktisch ist es, zur Laichzeit die Anzahl der rufenden männlichen Tiere zu zählen (bzw. zu schätzen) und auf Basis des Geschlechterverhältnisses in der untersuchten Population (welches stichprobenartig ermittelt werden kann) die Bestandsgröße hochzurechnen. Diese Methode ist allerdings nur bei kleineren Populationen durchführbar.

Bei Fröschen sind Bestandsschätzungen auch ausgehend von der Anzahl der abgelegten Laichballen möglich. Zur ermittelten Ballenzahl addiert man das Produkt aus Ballenzahl und mittlerem Geschlechterverhältnis (Männchen:Weibchen) und erhält so eine Schätzung des Laichtierbestandes.

Kurz erwähnt sei auch die Möglichkeit, aus der Größe des Larvenbestandes eines Gewässers (die z. B. mittels volumenbezogener Fangmethoden ermittelt werden kann) auf den Laichtierbestand rückzuschließen. Allerdings setzt dieses Verfahren die meist nicht vorhandene Kenntnis der Sterblichkeit zwischen Eiablage und dem untersuchten Larvenstadium voraus. Die Verwendung von Literaturwerten ist besonders in diesem Falle sehr fragwürdig, weil die Überlebensrate sehr starken Schwankungen unterliegen kann.

## 2.3. Markierungen

Während zunächst Markierungen nur verwendet wurden, um die Wanderungen von Tieren zu belegen und genauer zu erkunden, entwickelte sich seit dem

Ende des vorigen Jahrhunderts ein umfangreicher methodischer Apparat zur Untersuchung der Dynamik von Tierpopulationen mit Hilfe von gezielten Markierungsexperimenten. Der Vorteil von Markierungen liegt in der Möglichkeit der statistischen Analyse der Daten, sowie in der Erfäßbarkeit zeitlicher Komponenten (Sterblichkeit, Rekrutierung...). Auch der Grad der Ortstreue (Laichplatzbindung) läßt sich nur mittels Markierung belegen.

Das Markieren setzt natürlich den Fang eines Teils des Bestandes voraus und ist dazu außerdem oft noch mit einer Verletzung der Tiere verbunden. Die Entscheidung zu so tiefgreifenden Eingriffen setzt großes Verantwortungsbewußtsein voraus. Es muß von vornherein garantiert sein, daß das zu erwartende Ergebnis die Störung rechtfertigt. Wie bei allen Untersuchungen an naturgeschützten Arten, ist natürlich auch für Markierungsexperimente die vorherige Genehmigung durch das zuständige Bezirksnaturschutzorgan einzuholen.

Die gewählte Methode muß, um statistisch auswertbar zu sein, folgenden Anforderungen genügen:

1. Die Sterblichkeit der markierten Tiere darf sich nicht von jener der anderen Angehörigen der Population unterscheiden.
2. Markierte und unmarkierte Tiere müssen gleich fangbar sein.
3. a) Die markierten Tiere verteilen sich gleichmäßig (homogen) in der Population oder  
b) die Verteilung der Wiederfänge wird proportional zur heterogenen Verteilung der markierten Tiere in der Population organisiert.
4. Zwischen Aussetzen und Wiederfang tritt kein Verlust der Markierung ein.
5. Während des Experiments verändert sich die Fangbarkeit der Tiere nicht (z. B. mit der Größe bzw. dem Alter).

Bei manchen Markierungsansätzen werden zusätzlich noch weitergehende Anforderungen gestellt wie:

6. Alle im Zweitfang enthaltenen markierten Tiere werden auch entdeckt.
7. Der Umfang von ab- bzw. zuwandernden Individuen ist vernachlässigbar.
8. Im Zeitraum zwischen Markierung und Wiederfang sind Sterblichkeit und Rekrutierung vernachlässigbar (z. B. Kurzzeitexperimente).

Bisher sind die folgenden Markierungsmethoden an Amphibien getestet worden (verändert in Anlehnung an Przißram, 1924):

1. Gezieltes verletzen von Körperteilen mittels:
    - a) Einstich oder Einritzung in die Haut
    - b) Durchlochung (z. B. Schwimmhäute)
    - c) Abschneiden (z. B. Zehenamputation)
    - d) Einschnitten (z. B. Schwimmhäute, Rückenkamm von Molchen)
    - e) Brandmarkung oder Tieftemperaturmarkierung
    - f) Verätzung
  2. Anheften von Marken aus fremden Stoffen:
    - a) Beringung
    - b) Annähen von Marken an die Rückenhaut
    - c) Anheftung von Marken in die Schwimmhäute
  3. Markierung mittels Farbe
    - a) Vitalfärbung (von Larven)
    - b) Aufbringen von Farbkleksen auf die Haut
  4. Inkorporation von radioaktiven Isotopen
  5. Registrierung des individuellen Fleckungs- bzw. Zeichnungsmusters
- Alle diese Methoden haben mehr oder weniger große Nachteile.

So ist die elegante Methode der radioaktiven Markierung an meist nicht verfügbare gerätetechnische Voraussetzungen gebunden. Die Kennzeichnung von Individuen mittels Farbklecks (wie sie z. B. Eibl-Eibesfeldt (1950) bei der Erdkröte anwendete) ist nur bei kurzzeitigen Experimenten einsetzbar, da sich die Farben entweder im Wasser lösen oder spätestens bei der nächsten Häutung (nach wenigen Tagen oder Wochen) verschwinden. Sehr probat ist die Methode der Vitalfärbung von Amphibienlarven. Zur Kennzeichnung von Erdkrötenlarven verwendete Viertel (1978) erfolgreich 0,005 %iges Neutralrot. Er stellte dabei nur eine sehr geringe markierungsbedingte Sterblichkeit fest. Die Verfahren des zweiten Komplexes (Anbringen von Fremdkörpern) führen meist zu einer stärkeren Behinderung der Individuen und stören oft bei der Häutung. Das Anheften von Marken an die Schwimmhäute ist besonders deshalb unbrauchbar, weil die Marken relativ leicht verloren werden können.

Von vielen Autoren werden Methoden des ersten Komplexes (gezielte Verletzung) als sehr geeignet empfohlen. Vielversprechend scheint die von Pintar (1982 a) vorgeschlagene Tätowierungsmethode zu sein. Hierbei werden in die Oberhaut der Bauchdecke mit einer Injektionsnadel Symbole eingeritzt und anschließend mit Chinatusche eingefärbt. Solche Markierungen waren bei Wasserfröschen über mehrere Jahre identifizierbar. Bei Arten mit warziger Haut (Bufo) oder ausgeprägter Bauchfärbung (Bombina) ist diese Methode allerdings nicht anwendbar. Bei Fröschen und Knoblauchkröten wurden sehr gute Ergebnisse erzielt (Pintar, 1982 b). Durchlochungen der Schwimmhäute regenerierten Grasfrösche innerhalb weniger Tage (Heusser, 1958). Einschnitte in die Schwimmhäute sind aus ebendenselben Gründe und weil auch auf natürlichem Wege oft Schwimmhautverletzungen vorkommen, ebenfalls nur sehr begrenzt einsetzbar. Durch kerbförmige Einschnitte in den Rücken- bzw. Schwanzkamm kann man Molche in der Wassertracht für einige Wochen kennzeichnen (Heusser, 1958). Die Markierung mit Brandzeichen und die prinzipiell ähnliche Tieftemperaturmarkierung (Geiger, Klewen und Niekisch, 1982) verursachen in der Regel relativ schwere Verletzungen, die auch bei sehr vorsichtiger Anwendung der Methode nicht ausgeschlossen werden können. Wie Klewen (1982) mitteilte, kann die Methode zumindest bei Molchen und Feuersalamandern selbst bei sehr kurzer Einwirkungszeit zu tödlichen Verletzungen führen. Ähnlich negative Folgen kann die Einätzung von Symbolen in die Haut (beispielsweise mit Höllensteinstift) haben. Deshalb sollte man von diesen Methoden wenn möglich keinen Gebrauch mehr machen. Sehr umstritten ist auch die Anwendbarkeit der Zehen-Amputations-Methode (z. B. Bogert, 1947; Heusser, 1958; Stöcklein, 1980; Paepke, 1983; u. v. a. m.). Während Heusser (1958) die Amputation als unbedenklichen geringfügigen Eingriff ansah, der die Tiere weniger belastigt als das Anbringen von Marken an die Schwimmhäute, stellte Paepke (1983) bei 3 von 50 markierten Tieren starkes Nachbluten fest, was bei 2 dieser Exemplare zum Tode führte. Wir konnten bei mehrjährigen Markierungsexperimenten an Grünfröschen und Rotbauchunken keine solche Beobachtungen machen. Trotzdem sollte auch diese Methode nur unter Vorbehalt bei Beachtung der größtmöglichen Sorgfalt beim Amputieren der Zehen (z. B. nicht zu dicht an den Mittelhand- bzw. Mittelfußknochen schneiden) eingesetzt werden. Wichtig ist auch, wenigstens die Daumen und die längsten Zehen der Füße von der Markierung auszusparen. Wir amputieren auch immer nur höchstens eine Zehe bzw. einen Finger je Extremität. Diese Einschränkungen verringern natürlich die Anzahl der möglichen individuellen Markierungen sehr. Da für Bestandsschätzungen i. d. R. weniger als 10 verschiedene Kennzeichnungen nötig sind, ist dies zu verschmerzen.

Schon Heusser (1958) wies darauf hin, daß Arten mit ausgeprägtem Fleckenmuster (Bufo bufo, B. calamita, B. viridis, Rana temporaria, R. esculenta, ...) an Hand von Photographien sehr gut individuell unterscheidbar sind. Hagström

(1973) verwendete Photographien der Bauchfleckungsmuster von Kamm- und Teichmolchen zur Identifizierung von Individuen. Die unterschiedliche Streifung bzw. Fleckung des Rückens diente Klewen (1985) als individuelles Kennzeichen von Feuersalamandern. Wir untersuchten drei Jahre lang die Variationsbreite der Bauchfleckenmuster bei einer Rotbauchunkenpopulation. Insgesamt wurden die Unterseiten von 349 Individuen photographisch dokumentiert und verglichen. Alle Bauchfleckenmuster waren deutlich verschieden. Von gleichzeitig mit der Amputation von Zehen gekennzeichneten Exemplaren wurden bisher 24 Tiere nach einem Jahr und 2 Tiere nach zwei Jahren wiedergefangen. Diese Tiere waren nach ihrem individuell typischen Bauchfleckenmuster eindeutig identifizierbar. Mehr noch, traten bei der Zuordnung wiedergefangener Tiere aus Amputationsexperimenten oft Probleme auf, da recht häufig auf natürlichem Wege Zehenverluste auftraten und so Markierungen vortäuschten, gab es bei der Wiedererkennung der Individuen an Hand der Bauchfleckung keinerlei Zweifel. Wir untersuchten bisher Unken im Größenbereich zwischen 25 mm und 53 mm. Inwieweit das Fleckungsmuster schon im ersten Lebensjahr (etwa 15 mm bis 24 mm) festgelegt ist, bleibt noch offen. Nachteil dieser Methode ist, daß man bei großen Beständen bzw. Fangproben die markierten Tiere nicht sofort identifizieren kann — dies bleibt der späteren Auswertung im Labor vorbehalten. Außerdem ist natürlich bei großen Probenserien eine sehr hohe Anzahl von paarweisen Vergleichen der dokumentierten Fleckungsmuster nötig. Diese Nachteile stehen u. E. jedoch in keinem Verhältnis zu dem unschätzbaren Vorzug der Methode, den Tieren keinerlei Verletzung oder anderswie schädigende Behandlung zufügen zu müssen.

### 3. Schätzung der Bestandsgröße aus Ergebnissen von Markierungsexperimenten

Über die Möglichkeiten der mathematischen Bearbeitung von Markierungsexperimenten gab Ricker (1975) einen umfassenden und ausführlichen Überblick. Wir möchten hier nur einige gebräuchliche Ansätze kurz vorstellen, die bei der feldherpetologischen Arbeit von Bedeutung sein könnten. Je nach der Organisation des Markierungsexperimentes unterscheidet sich natürlich auch die Auswertungsmethode. In vielen Fällen werden nach Markierung und Aussetzung einer Anzahl von Individuen des Bestandes, innerhalb einer relativ kurzen Zeitspanne (innerhalb der Sterblichkeit und Rekrutierung vernachlässigbar sind) Wiederfänge durchgeführt, in denen der Anteil markierter Exemplare festgestellt wird. Versuche dieser Art bezeichnet man als Petersen-Methode, sie dienen vor allem zur Schätzung der momentanen Bestandsgröße.

Werden zu 3 oder mehr Zeitpunkten Probefänge durchgeführt, um zu markieren und um die schon früher markierten Tiere zu identifizieren, spricht man von Mehrpunktexperimenten. Diese Versuche sind besonders für die Schätzung von Überlebensraten und Rekrutierung geeignet. Werden Markierungen und Wiederfänge über einen längeren Zeitraum kontinuierlich durchgeführt, handelt es sich um Versuche vom Schnabel-Typ. Hierbei werden ebenfalls in erster Linie die Überlebensraten geschätzt. In der Regel kann man mehrfache Markierungsexperimente mit dem mathematischen Apparat der beiden letzten Versuchstypen parallel bearbeiten.

#### 3.1. Petersen-Experimente

Gegeben sind: M = Anzahl markierter Tiere zum Zeitpunkt 1  
 C = Gesamtumfang des Probefanges zum Zeitpunkt 2  
 R = Anzahl markierter Tiere im Probefang (Wiederfänge)

Eine Schätzung der Bestandsgröße zum Zeitpunkt der Markierung ergibt sich nach:

$$N = \frac{M \cdot C}{R} \quad (1)$$

Die Standardabweichung dieses Schätzwertes beträgt:

$$S_N = \sqrt{\frac{M^2 \cdot C \cdot (C-R)}{R^3}} \quad (2)$$

Besonders bei kleinen Wiederfangraten wird empfohlen, eine von Chapman (1951) entwickelte Version dieser Formel anzuwenden:

$$N' = \frac{(M+1)(C+1)}{R+1} \quad (3)$$

Dabei berechnet man die Standardabweichung nach:

$$S_{N'} = \sqrt{\frac{N^2 \cdot (C-R)}{(C+1)(R+2)}} \quad (4)$$

Bei der Konzipierung von Petersen-Experimenten sollte angestrebt werden, daß das Produkt  $M \cdot C$  etwa 4mal größer ist, als die ungefähr zu erwartende Bestandsgröße, da dann die Wahrscheinlichkeit von methodischen Fehlern kleiner als 2% bleibt (Robson & Regier, 1964).

### 3.2. Schnabel-Experimente innerhalb eines kurzen Zeitraumes

Voraussetzung ist, daß sich die Bestandsgröße während der Dauer des Experimentes nicht ändert (Sterblichkeit und Rekrutierung vernachlässigbar). Die Zahl der Wiederfänge sollte zu jedem untersuchten Zeitpunkt ( $t$ ) mindestens 4 betragen, damit methodische Fehler vermieden werden.

Nach Abschluß des Experimentes sind folgende Daten bekannt:

- $M_1, M_2, \dots, M_t$  = Gesamtzahl der am Beginn des  $t$ -ten Zeitintervalls auf freiem Fuße befindlichen markierten Tiere
- $C_1, C_2, \dots, C_t$  = Gesamtzahl der im Verlauf des  $t$ -ten Zeitintervalls gefangenen Tiere
- $R_1, R_2, \dots, R_t$  = Anzahl von wiedergefangenen markierten Tieren während des  $t$ -ten Zeitintervalls
- $R = \sum R_i$  = Gesamtzahl der während des Experimentes wiedergefangenen markierten Tiere.

Einen Schätzwert der mittleren Bestandsgröße erhält man aus der von Schumacher und Eschmeyer (1943) entwickelten Formel:

$$N = \frac{\sum (C_t \cdot M_t^2)}{\sum (M_t \cdot R_t)} \quad (5)$$

Nach Chapman (1952, 1954) kann man auch nach folgender Formel die Bestandsgröße berechnen:

$$N = \frac{(C_t \cdot M_t)}{R+1} \quad (6)$$

### 3.3. Mehrpunktexperimente über einen langen Zeitraum

#### 3.3.1. Dreipunkt-Methode nach Bailey (1951)

Von den bei diesem Verfahren nötigen 3 Probefängen werden alle Tiere des Ersten markiert und wieder freigelassen. Beim zweiten Fang werden die wiedergefangenen markierten Tiere registriert, die neugefangenen Exemplare erhalten eine von der ersten unterscheidbare Markierung und beide Gruppen werden



wieder auf freien Fuß gesetzt. Der dritte Probefang dient nur zur Feststellung der Anteile der Wiederfänge aus den beiden Markierungen.

Gegeben sind also:

- $M_1$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 1 markierten Tiere
- $M_2$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 2 neu markierten Tiere
- $C_2$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 2 insgesamt gefangenen Tiere
- $R_{12}$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 2 wiedergefangenen Tiere, die zum Zeitpunkt 1 markiert wurden
- $C_3$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 3 insgesamt gefangenen Tiere
- $R_{13}$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 3 wiedergefangenen Tiere aus  $M_1$
- $R_{23}$  = Anzahl der zum Zeitpunkt 3 wiedergefangenen Tiere aus  $M_2$

Auf Basis dieser Ausgangsdaten lassen sich folgende Bestandsparameter schätzen:

— Bestandsgröße zum Zeitpunkt 2

$$N_2 = \frac{M_2 \cdot C_2 \cdot R_{13}}{R_{12} \cdot R_{23}} \quad (7)$$

Die Standardabweichung dazu beträgt näherungsweise

$$s_N = \sqrt{(N_2)^2 - \frac{M_2^2 \cdot C_2 \cdot R_{13} \cdot (C_2 + 1) (R_{13} - 1)}{R_{12} \cdot R_{23} \cdot (R_{12} + 1) (R_{23} + 1)}} \quad (8)$$

— Überlebensrate zwischen den Zeitpunkten 1 und 2

$$S_{12} = \frac{M_2 \cdot R_{13}}{M_1 \cdot R_{23}} \quad (9)$$

— Rekrutierungsrate zwischen den Zeitpunkten 2 und 3

$$r_{23} = \frac{C_3 \cdot R_{12}}{C_2 \cdot R_{13}} \quad (10)$$

Bei kleinen Wiederfangraten wird die Anwendung der folgenden Berechnungsformeln empfohlen:

— Bestandsgröße zum Zeitpunkt 2

$$N_2 = \frac{M_2 \cdot R_{13} (C_2 + 1)}{(R_{12} + 1) (R_{23} + 1)} \quad (11)$$

— Überlebensrate zwischen den Zeitpunkten 1 und 2

$$S_{12} = \frac{M_2 \cdot R_{13}}{M_1 \cdot (R_{23} + 1)} \quad (12)$$

— Rekrutierungsrate zwischen den Zeitpunkten 2 und 3

$$r_{23} = \frac{R_{12} (C_3 + 1)}{C_2 (R_{13} + 1)} \quad (13)$$

Die Genauigkeit der obigen Schätzwerte ist am höchsten, wenn die 3 Wiederfangzahlen ( $R_{12}$ ,  $R_{13}$ ,  $R_{23}$ ) alle etwa gleich groß sind. Dies erreicht man, indem  $M_1$  größer als  $M_2$  und  $C_3$  größer als  $C_2$  gehalten wird.

Natürlich ist die Triple-Catch-Methode auch auf entsprechende Kurzzeitexperimente anwendbar (etwa Fänge an drei aufeinanderfolgenden Tagen).

### 3.3.2. Jolly-Seber-Methode für Mehrpunktexperimente

Wurden 4 oder mehr Probefänge mit Markierungen durchgeführt, ist das von Jolly (1965) und Seber (1965) entwickelte stochastische Modell anwendbar. Voraussetzung ist, daß die Tiere zu jedem Markierungszeitpunkt eine andere Markierung erhalten, damit sie beim Wiederfang der jeweiligen Markierung zuzuordnen sind. Der letzte Probefang dient lediglich zur Feststellung der Anteile von Wiederfängen aus den verschiedenen Markierungen. Nach dem ersten Wiederfang sollten die Tiere mit einer zusätzlichen Markierung versehen und der Anzahl der zu diesem Zeitpunkt neu markierten Tiere zugeordnet werden.

Im Ergebnis der Untersuchung entsteht dann eine Datentabelle folgender Form:

Zeitpunkt (i)	Anzahl im Probefang ( $C_i$ )	Anzahl neu markiert ( $M_i$ )	Gesamtzahl wiedergefangen ( $m_i$ )	Wiederfänge von den Markierungszeitpunkten			
				1	2	3	4
1	$C_1$	$M_1$	—	—	—	—	—
2	$C_2$	$M_2$	$m_2$	$R_{12}$	—	—	—
3	$C_3$	$M_3$	$m_3$	$R_{13}$	$R_{23}$	—	—
4	$C_4$	$M_4$	$m_4$	$R_{14}$	$R_{24}$	$R_{34}$	—
5	$C_5$	—	$m_5$	$R_{15}$	$R_{25}$	$R_{35}$	$R_{45}$
Gesamt =				$R_{1.}$	$R_{2.}$	$R_{3.}$	$R_{4.}$

In einem zweiten Auswertungsschritt bildet man nunmehr für alle Probenzeitpunkte außer dem ersten und dem letzten, die jeweiligen Summen aller Wiederfänge nach dem Zeitpunkt  $i$  von Tieren, die vor diesem Zeitpunkt markiert wurden. Diese Summe bezeichnet man als  $K_i$ .

$$K_2 = R_{13} + R_{14} + R_{15}$$

$$K_3 = R_{14} + R_{15} + R_{24} + R_{25}$$

$$K_4 = R_{15} + R_{25} + R_{35}$$

Nach dieser Prozedur wird die unmittelbar vor dem Probezeitpunkt  $i$  im Bestand vorhandene Anzahl markierter Tiere berechnet:

$$b_i = \frac{(M_i \cdot K_i)}{R_{i.}} + m_i \quad (14)$$

Nach Seber (1965) ist bei kleinen Wiederfangraten eine modifizierte Formel zu verwenden:

$$b'_i = \frac{K_i \cdot (M_i + 1)}{(R_{i.} + 1)} + m_i + 1 \quad (15)$$

Im letzten Auswertungsschritt berechnet man nun Schätzwert der gesuchten Bestandsparameter nach folgenden Ansätzen:

— Bestandsgröße zum Zeitpunkt  $i$

$$N_i = \frac{b_i \cdot C_i}{m_i} \quad (16)$$

oder bei kleiner Wiederfangrate besser

$$N'_i = \frac{b'_i \cdot (C_i + 1)}{m_i + 1} \quad (17)$$

— Überlebensrate zwischen den Zeitpunkten  $i$  bis  $i + 1$

$$S_i = \frac{b_{i+1}}{b_i - m_i + M_i} \quad (18)$$

oder bei kleiner Wiederfangrate

$$S'_i = \frac{b_{i+1}}{b'_i - m_i + M_i} \quad (19)$$

Die Überlebensrate zwischen den beiden ersten Zeitpunkten erhält man aus:

$$S_1 = \frac{R_{12} \cdot R_{23} + R_{13} \cdot M_2}{R_{23} \cdot M_1} \quad (20)$$

— Anzahl der Tiere, die im Zeitraum von  $i$  bis  $i + 1$  in den Bestand rekrutiert wurden und bis zum Zeitpunkt  $i + 1$  überlebten

$$B_i = N_{i+1} - S_i (N_i - C_i + M_i) \quad (21)$$

oder bei kleinen Wiederfangraten

$$B'_i = N'_{i+1} - S'_i (N'_i - C_i + M_i) \quad (22)$$

### 3.3.3. Robson-Seber-Methode

Diese von Robson (1963) und Seber (1972) für Schnabel-Experimente entwickelte Auswertungsmethode ist auch auf die Daten aus Mehrpunktexperimenten anwendbar.

Die Primärdaten des Experimentes lassen sich wie folgt tabellarisch zusammenstellen:

Markierungs- jahr	Anzahl neu markiert	Wiederfänge im Laufe des Jahres					Wiederfänge gesamt
		1	2	3	4	...	
1	$M_1$	$R_{11}$	$R_{12}$	$R_{13}$	$R_{14}$	...	$R_{1.}$
2	$M_2$		$R_{22}$	$R_{23}$	$R_{24}$	...	$R_{2.}$
3	$M_3$			$R_{33}$	$R_{34}$	...	$R_{3.}$
4	$M_4$				$R_{44}$	...	$R_{4.}$
Summe der Wiederfänge pro Jahr			$m_1$	$m_2$	$m_3$	$m_4$	

Aus den Wiederfangzahlen dieser Tabelle werden jetzt jeweils vom letzten Fangjahr beginnend kumulative Wiederfänge gebildet:

$$b_{14} = R_{14}$$

$$b_{13} = R_{13} + R_{14}$$

$$b_{12} = R_{12} + R_{13} + R_{14}$$

...

Es entsteht die Auswertungstabelle 2:

Markierungsjahr	Kumulative Wiederfänge ab Fangjahr				
1	$b_{11}$	$b_{12}$	$b_{13}$	$b_{14}$	...
2		$b_{22}$	$b_{23}$	$b_{24}$	...
3			$b_{33}$	$b_{34}$	...
4				$b_{44}$	...
Summe	$T_1$	$T_2$	$T_3$	$T_4$	

Für die Intervalle zwischen den Untersuchungszeitpunkten ( $i$ ) bis ( $i + 1$ ) schätzt man nunmehr die jeweiligen Überlebensraten nach der Formel:

$$S_i = \frac{R_i \cdot M_{i+1} (T_{i+1} - R_{i+1})}{R_{i+1} \cdot M_i \cdot T_i} \quad (23)$$

### 3.4. Rechenbeispiele

#### 3.4.1. Kurzzeitexperiment (Bestandsgröße bleibt während des Experimentes unverändert, keine Rekrutierung)

Am Laichplatz einer Rotbauchunken-Population wurden an mehreren aufeinanderfolgenden Tagen folgende Arbeiten durchgeführt:

- Tag 1 125 Tiere gefangen und nach Markierung wieder ausgesetzt  
 Tag 2 60 Tiere gefangen (darunter befanden sich 15 markierte Individuen von Tag 1); die restlichen 45 Tiere mit einer anderen Markierung versehen und wieder ausgesetzt.  
 Tag 3 100 Tiere gefangen (darunter 34 Wiederfänge: 25 von Tag 1 und 9 von Tag 2)

##### 3.4.1.1. Auswertung nach der Petersen-Methode

Die gegebene Datenserie kann in Form von 2 aufeinanderfolgenden Petersen-Ansätzen analysiert werden. Da die Wiederfangraten im Beispiel recht groß sind, verwenden wir die Formeln (1) und (2).

— Ansatz 1: geg.  $M = 125$ ;  $C = 60$ ;  $R = 15$

ges.  $N$ ,  $s_N$

$$N = \frac{125 \cdot 60}{15} = 500$$

$$s = \sqrt{\frac{125^2 \cdot 60 (60 - 15)}{15^3}} = 112$$

Die geschätzte Bestandsgröße beträgt  $500 \pm 112$  Tiere.

— Ansatz 2: geg.  $M = 125 + 45 = 170$ ;  $C = 100$ ;  $R = 34$

ges.  $N$ ;  $s_N$

$$N = \frac{170 \cdot 100}{34} = 500$$

$$s = \sqrt{\frac{170^2 \cdot 100 (100 - 34)}{34^3}} = 70$$

Die geschätzte Bestandsgröße beträgt  $500 \pm 70$  Tiere.

##### 3.4.1.2. Auswertung nach Chapman (Formel (6))

Gegeben sind:	$C_t$	$M_t$	$C_t \cdot M_t$	$R_t$
	60	125	7 500	15
	100	170	17 000	34
	Summe		24 500	49

Nach Formel (6) ergibt sich  $N = \frac{24\,500}{49 + 1} = 490$

### 3.4.1.3. Auswertung nach Schumacher und Eschmeyer

Gegeben sind:	$C_t$	$M_t$	$M_t^2$	$R_t$	$M_t^2 \cdot C_t$	$M_t \cdot R_t$
	60	125	15 625	15	937 500	1 875
	100	160	28 900	34	2 890 000	5 780
				Summe =	3 827 500	7 655

Nach Formel (5) beträgt die Bestandsgröße  $N = \frac{3\,827\,500}{7\,655} = 500$  Tiere.

### 3.4.1.4. Auswertung nach Bailey

Gegeben sind	$C_1 = 125$	$M_1 = 125$			
	$C_2 = 60$	$M_2 = 45$	$R_{12} = 15$		
	$C_3 = 100$	—	$R_{13} = 25$	$R_{23} = 9$	

Die geschätzte Bestandsgröße am Tag 2 beträgt nach Formel (7)

$$N = \frac{45 \cdot 60 \cdot 25}{15 \cdot 9} = 500$$

### 3.4.2. Langzeitexperiment (es können Sterblichkeit und Rekrutierung auftreten)

Am Laichplatz einer Rotbauchunken-Population wurden in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren jeweils im Juni folgende Proben bearbeitet:

Jahr 1	50 Tiere gefangen und markiert
Jahr 2	90 Tiere gefangen (davon 5 Wiederfänge aus Jahr 1); 80 Tiere markiert
Jahr 3	164 Tiere gefangen (davon 3 Wiederfänge aus Jahr 1 und 12 Wiederfänge aus Jahr 2); 100 Exemplare neu markiert
Jahr 4	129 Tiere gefangen (davon 1 Wiederfang aus Jahr 1, 4 Wiederfänge aus Jahr 2 und 13 Wiederfänge aus Jahr 3)

#### 3.4.2.1. Auswertung nach Bailey

Die gegebene Datenserie enthält 2 aufeinanderfolgende Triple-Catch-Wertesätze.

— Ansatz 1:	$C_1 = 50$	$M_1 = 50$			
	$C_2 = 90$	$M_2 = 80$	$R_{12} = 5$		
	$C_3 = 164$	—	$R_{13} = 3$	$R_{23} = 12$	

Formel (7) ergibt eine geschätzte Bestandsgröße im Jahr 2 von

$$N_2 = \frac{80 \cdot 90 \cdot 3}{5 \cdot 12} = 360 \text{ Tieren.}$$

Mit Formel (9) erhält man für die Überlebensrate zwischen den beiden ersten Jahren den Wert

$$S_{12} = \frac{80 \cdot 3}{50 \cdot 12} = 0,40$$

Für die Rekrutierungsrate ergibt sich nach Formel (10):

$$r_{23} = \frac{5 \cdot 164}{90 \cdot 4} = 3,037$$

— Ansatz 2:	$C_1 = 130$	$M_1 = 130$			
	$C_2 = 164$	$M_2 = 100$	$R_{12} = 15$		
	$C_3 = 129$	—	$R_{13} = 5$	$R_{23} = 13$	

Aus diesen Werten berechnet man:

$$N_3 = \frac{100 \cdot 164 \cdot 5}{15 \cdot 13} = 420,5 \text{ rund } 421$$

$$S_{23} = \frac{100 \cdot 5}{130 \cdot 13} = 0,2959$$

$$r_{34} = \frac{129 \cdot 15}{164 \cdot 5} = 2,3598$$

### 3.4.2.2. Auswertung nach der Jolly-Seber-Methode

Zunächst stellt man die gegebenen Daten in der Auswertungstabelle 1 zusammen:

(i)	$(C_i)$	Probefang neu markiert $(M_i)$	wiederge- fangen ges. $(m_i)$	Wiederfänge von den Markierungs- zeitpunkten		
				1	2	3
1	50	50	—			
2	90	80	5	$R_{12} = 5$		
3	164	100	15	$R_{13} = 3$	$R_{23} = 12$	
4	129	—	18	$R_{14} = 1$	$R_{24} = 4$	$R_{34} = 13$
Gesamt				$R_{1.} = 9$	$R_{2.} = 16$	$R_{3.} = 13$

Daraus ergibt sich:

$$K_2 = R_{13} + R_{14} = 3 + 1 = 4$$

$$K_3 = R_{14} + R_{24} = 1 + 4 = 5$$

$$b_2 = \frac{80 \cdot 4}{16} + 5 = 25$$

$$b_3 = \frac{100 \cdot 5}{13} + 15 = 53,5$$

Nunmehr kann man nach den Formeln (16), (18), (20) und (21) die Bestandsparameter berechnen:

$$- N_2 = \frac{25 \cdot 90}{5} = 450$$

$$- N_3 = \frac{53,5 \cdot 164}{15} = 584,9 \text{ rund } 585$$

$$- S_{23} = \frac{53,5}{25 - 5 + 80} = 0,535$$

$$- S_{12} = \frac{5 \cdot 12 + 3 \cdot 80}{12 \cdot 50} = 0,50$$

$$- B_{23} = 585 - 0,535 (450 - 90 + 80) = 350$$

### 3.4.2.3. Auswertung nach der Robson-Seber-Methode

Auswertungstabelle 1:

Jahr	Anzahl neu markiert $(M_i)$	Wiederfänge im Laufe des Jahres $(R_{ij})$			Wiederfänge gesamt $(R_{i.})$
		1	2	3	
1	50	5	3	1	9
2	80		12	4	16
3	100			13	13
Gesamt		5	15	18	38

## Auswertungstabelle 2:

Jahr	Kumulative Wiederfänge ab Fangjahr:		
	1	2	3
1	9	4	1
2		16	4
3			13
$T_j$	9	20	18

Aus diesen Raten berechnet man nach Formel (23) die Überlebensraten:

$$S_{12} = \frac{9 \cdot 80 \cdot (20 - 16)}{16 \cdot 50 - 9} = 0,40$$

$$S_{23} = \frac{16 \cdot 100 \cdot (18 - 13)}{13 \cdot 80 \cdot 20} = 0,3846$$

## 4. Schlußbemerkung

Vorstehende Zusammenstellung erfüllt dann ihren Zweck, wenn sie sich bei der Vorbereitung und Durchführung von demökologischen Untersuchungen als hilfreich erweist. Es sollte immer angestrebt werden, die Forschungen so zu konzipieren, daß die Ergebnisse in verschiedenen Richtungen ausgewertet werden können. Umfangreiche Markierungen, die einzig und allein dem Zweck dienen, Wanderungen und/oder Ortstreue nachzuweisen sind demzufolge nicht optimal. Bei Ansätzen zur Bestimmung der Bestandsparameter sollte möglichst von vornherein auf die getrennte Bearbeitung der Geschlechter Wert gelegt werden, da von vielen Arten bekannt ist, daß die Geschlechter sich z. B. unterschiedlich lange am Laichplatz aufhalten und auch meist verschiedene Wachstumsraten haben. Für Arten mit relativ langer Laichperiode bieten sich Mehrpunktexperimente an, die sich über die gesamte Laichzeit erstrecken. Als Schätzung der Ab- und Zuwanderung kann man dann die berechneten Werte der Sterberate ( $A = 1 - S$ ) und der Rekrutierungsrate auffassen. Um genaue Daten zu erhalten ist hierzu eine möglichst hohe Probendichte erforderlich.

Abschließend möchten wir all jenen, die bei der statistischen Auswertung ihrer Markierungsergebnisse auf Probleme stoßen, unsere Unterstützung offerieren.

## 5. Literatur:

- Arnold, A. (1982): Eine Methode der quantitativen Bestandsaufnahme von Molch-Populationen in Gewässern. Abh. Ber. Mus. Mauritianum Altenburg 11, 1, 93-97
- Bailey, N. J. J. (1951): On estimating the size of mobile populations from recapture data. Biometrika 38, 293-306
- Bogert, C. M. (1947): A field study of homing in the Carolina toad. Am. Mus. Novitates 1355, 1-24
- Chapman, D. G. (1951): Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. Univ. Calif. Publ. Stat. 1, 131-160
- Chapman, D. G. (1952): Inverse, multiple and sequential sample censuses Biometrics 8, 368-306
- Chapman, D. G. (1954): The estimation of biological populations. Ann. Math. Stat. 25, 1-15
- Eibl-Eibesfeldt, I. (1950): Ein Beitrag zur Paarungsbiologie der Erdkröte, Bufo bufo L. Behaviour 2, 217-236

- Geiger, A., Klewen, R. u. Niekisch, M. (1982): Beitrag zur Tiefentemperatur-Markierung von Amphibien im Freiland. *Salamandra* 18, (1/2), 41–48
- Hagström, T. (1973): Identification of newt specimens (*Urodela*, *Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registrations. *Brit. J. Herpetol.* 4, 321–326
- Heusser, H. (1958): Markierungen an Amphibien. *Vierteljahresschr. Naturf. Ges. Zürich* 103, 304–320
- Jolly, G. M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration – stochastic model. *Biometrika* 52, 225–247
- Klewen, R. (1982): Beitrag zur Tiefentemperatur-Markierung von Amphibien im Freiland. Erster Nachtrag. *Salamandra* 18, (3/4), 342–347
- Klewen, R. (1985): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède 1788) an einer isolierten Population im Kreise Paderborn. *Abh. Westfäl. Mus. Naturk.* 47, 1, 1–51
- Nöllert, A. (1982): Markierungen von Amphibien und Reptilien. *Feldherpetol. Mitt.* 5, 14–16
- Paepke, H.-J. (1983): Zehenamputationen – nicht unproblematisch. *Feldherpetologie* 1983, 25
- Pintar, M. (1982): Versuche zur individuellen Markierung an Anuren mittels Tätowierung (*Amphibia* – *Salientia*). *Salamandra* 18, (3/4), 348–351
- Pintar, M. (1982 b): Wachstum von Braunfröschen im Freiland (*Amphibia* – *Salientia* – *Ranidae*). *Salamandra* 18, (3/4), 338–341
- Przibram, H. (1924): Das lebende Tiermaterial für biologische Untersuchungen (Auswahl, Beschaffung, Hälterung unter verschiedenen Bedingungen, Markierung). Seiten 97–184 in: Abderhalden, E. (Hrsg.): *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden* Band IX, Teil 1 I. Urban & Schwarzenberg, Berlin – Wien
- Ricker W. E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, Ottawa, XVII + 382 Seiten
- Robson, D. S. (1963): Maximum likelihood estimation of a sequence of annual survival rates from a capture – recapture series *ICNAF Spec. Publ.* 4, 330–335
- Robson, D. S. und Regier, H. A. (1964): Sample size in Petersen markrecapture experiments with applications to zoological sample censuses. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93, 215–226
- Schumacher F., X. und Eschmeyer, R. W. (1943): The estimate of fish populations in lakes or ponds. *J. Tenn. Acad. Sci.* 18, 228–249
- Seber, G. A. F. (1965): A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52, 249–259
- Seber, G. A. F. (1972): Estimating time – specific survival and reporting rates for adult birds from band returns. *Biometrika* 57, 313–318
- Stöcklein, B. (1980): Untersuchungen an Amphibien-Populationen am Rande der mittelfränkischen Weilerlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* Laur.). Diss., Friedrich-Alexander-Univ. Erlangen – Nürnberg, 1980
- Viertel, B. (1978): Populationsökologische Untersuchungen an Erdkrötenlarven (*Bufo bufo* L.). Diss., Johannes-Gutenberg-Univ., Mainz, 1978
- Erste Durchführungsbestimmung zur Naturschutzverordnung – Schutz von Pflanzen- und Tierarten – (Artenschutzbestimmung) vom 1. Oktober 1984. *GBI. Teil I* Nr. 31 (29. XI. 1984), 381–386

H.-D. Bast  
Goethestraße 19  
Rostock 1, 2500



## Strukturuntersuchungen einer Erdkrötenpopulation (*Bufo b. bufo*) auf der Basis mehrjähriger Straßenabschränkungen<sup>1)</sup>

Seit 1983 stellt unsere Fachgruppe in der Zeit von Ende März bis Ende April an der F 104 ca. 3 km östlich Neubrandenburgs einen Krötenzaun auf, um vor allem die Erdkröten vor hohen Verlusten durch den Straßenverkehr zu bewahren. Die Tiere kommen von einer Feuchtwiese, überqueren eine Bahnstrecke und eine Ackerfläche, bevor sie den Zaun erreichen. Auf der anderen Straßenseite haben die Kröten wiederum eine Ackerfläche zu überqueren und gelangen nach 500 m an das Laichgewässer.

Der von uns aufgestellte Plastikzaun ist 300 m lang. 11 Plastikeimer wurden, gleichmäßig auf dieser Strecke verteilt, eingegraben und nummeriert. So erhielten wir Aussagen über die örtliche Konzentration der Wanderung und konnten Schlußfolgerungen über die Wirksamkeit unserer Schutzmaßnahme ableiten.

Die Fangergebnisse sind in den Diagrammen 1 und 2 dargestellt. Daraus ergibt sich ein Geschlechterverhältnis von durchschnittlich 58 % Männchen und 42 % Weibchen. Die Durchschnittsgröße betrug bei den männlichen Erdkröten 6,31 cm und bei den weiblichen Tieren 8,23 cm. Nach 3 Jahren lassen sich jetzt bedingt Aussagen zur witterungsabhängigen Aktivität der Tiere machen. Es besteht eine enge Korrelation zwischen Temperatur und Beginn der Wanderaktivität, wie auch der Anzahl der in einer Nacht wandernden Kröten. In den Diagrammen 3 und 4 sind der Beginn der Wanderung im Untersuchungszeitraum sowie Anzahl der Tiere pro Tag (in %) dargestellt. Das Maximum der in einer Nacht gewanderten Tiere entspricht dabei 100 %.

1983: Am 10. 4. stieg die nächtliche Minimumtemperatur (Luft) erstmals auf 5 °C an, in dieser Nacht wurde die erste Aktivität registriert.

1984: Hier liegen keine Temperaturdaten vor.

1985: Ein Temperaturanstieg auf 6 °C erfolgte erstmals am 28. 3. — auch hier besteht eine enge Beziehung zum Beginn der Laichplatzwanderung.

Die zeitliche Differenz von 13 Tagen bezüglich der Wanderaktivität im Jahr 1983 und 1985 ist identisch mit der Differenz des Einsetzens wärmerer Witterung in diesen Jahren.

Der Vergleich mit einem zweiten Laichgewässer zeigt, daß die Lage des Laichgewässers, d. h. die unterschiedlichen mikroklimatischen Gegebenheiten, einen entscheidenden Einfluß auf den Laichtermin haben:

Laichtermine

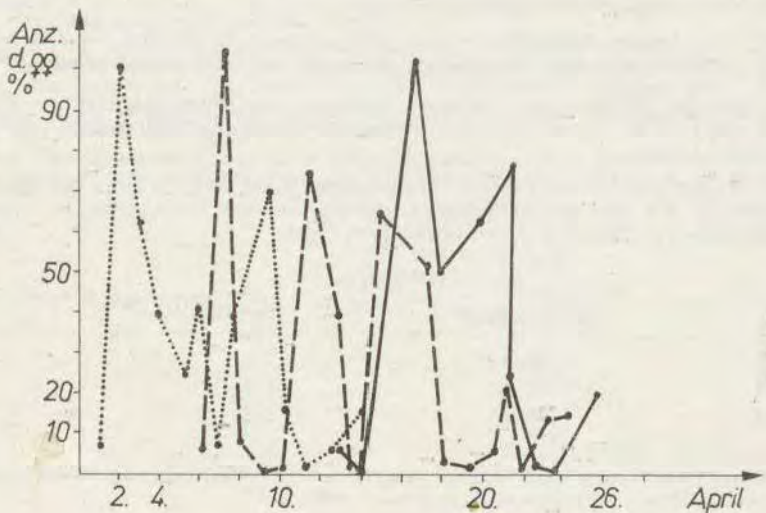
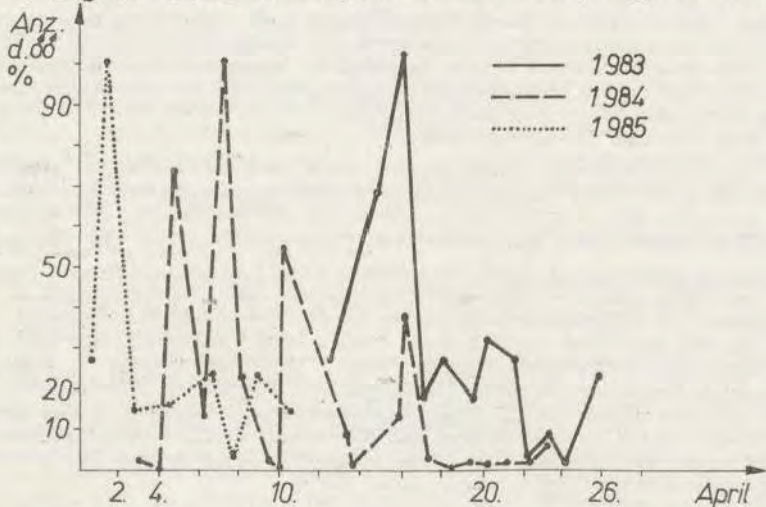
Jahr	Gewässer I	Gewässer II
1983	23. 4.	17. 4.
1984	20. 4.	14. 4.
1985	16. 4.	6. 4.

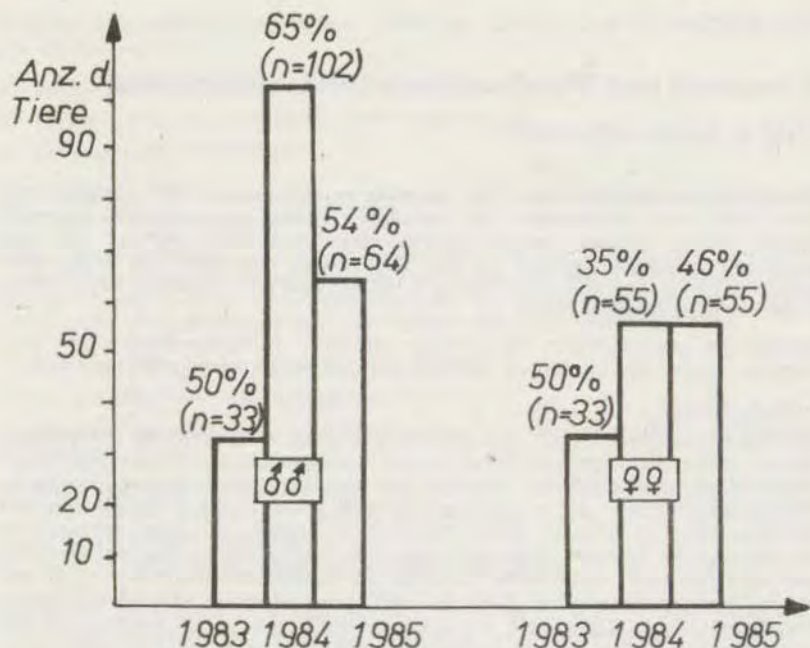
<sup>1)</sup> Überarbeitete Fassung eines Vortrages, gehalten auf der II. Regionaltagung Mecklenburger Feldherpetologen in Neubrandenburg am 23. 11. 1985

Gewässer I: Das Laichgewässer der durch die Abschrankung erfaßten Population liegt auf freier Ackerfläche und ist ein typisches Soll.

Gewässer II: In einer Entfernung von ca. 4 km vom Gewässer I in einem Kiesbengelände, von einem Ringwall umgeben — Kessellage.

Anfang der Wanderaktivität; Anzahl der Tiere je Tag in Prozent





In unseren Fangeimern haben wir neben Erdkröten weiterhin häufig Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*), Laubfrösche (*Hyla arborea*), Moorfrösche (*Rana arvalis*) und Teichfrösche (*Rana kl. esculenta*) gefangen. Bei der Knoblauchkröte konnte bislang in drei Fällen der intensive Knoblauchgeruch registriert werden.

In den nächsten Jahren wollen wir weiterhin Kröten durch unseren Zaun vor dem Straßentod bewahren. Zugleich wollen wir die Gesamtzahl der Tiere, das Geschlechterverhältnis, die längerfristigen Schwankungen des Wandertermins und zukünftig auch den Einfluß der Luftfeuchtigkeit registrieren.

Roland Lemcke (Schüler)  
Koszaliner Straße 12  
Neubrandenburg

## Biotopwahl und Wanderverhalten des Laubfrosches, *Hyla arborea arborea* L.

Das Verbreitungsgebiet von *Hyla a. arborea* (Linnaeus, 1758) erstreckt sich über Mittel- und Südeuropa, vom nördlichen Afrika bis zum Ural. Innerhalb dieses riesigen Raumes existieren die unterschiedlichsten Biotope, die vom Laubfrosch besiedelt werden. In der DDR wurde mit 440 m die obere Vorkommengrenze ermittelt, doch soll er in Südeuropa bis maximal 2 000 m angegriffen werden (Juszcyk 1974).

Sowohl die geographische Verbreitung als auch die höhenabhängigen Vorkommen weisen den Laubfrosch als eine bewegliche anpassungsfähige Art aus.

### Frühjahrsbiotop

Zur Paarungszeit suchen die Laubfrösche geeignete Feuchtbiotope mit Wasserstellen zur Laichablage auf. Durch neuere Untersuchungen (Große und Bauch 1986) konnte nachgewiesen werden, daß die Laichwanderungen der Laubfrösche bereits Ende März beginnen. In den Jahren 1983 bis 1985 war das zwischen dem 18. und 31. März der Fall. Im selben Zeitraum begann die Wanderung der Erdkröte (*Bufo bufo*) und des Springfrosches (*Rana dalmatina*) zum Laichgewässer. Auslösende Faktoren der Laubfroschwanderung waren ansteigende Temperaturen von 3 auf 8–10 °C verbunden mit plötzlich einsetzendem Regen. Diese Wetterlage (für 1986 ebenfalls zutreffend) scheint auch auf Subpopulationen stimulierend zu wirken, wo Wanderwege von 100–300 m ausreichen, um ein Laichgewässer zu finden (Große 1984). Bereits am 8. April wurden in den Papitzer Lehmstichen verpaarte Laubfrösche gefunden. Der weiteste Weg des Laubfrosches bei Wiederansiedlungsversuchen betrug 3,75 km (Clausnitzer 1986), weitere Wanderwege pro Jahr (in der Literatur bis 13,1 km) sind nicht erwiesen.

Das geschlechtsspezifische Wanderverhalten ist unterschiedlich. In der Regel beginnen die Männchen etwas eher und halten sich bei Wassertemperaturen um 14 °C am oder im Laichgewässer auf. Die Weibchen folgen später. In günstigen Jahren kommt es auch dabei zu Überschneidungen. Es wurde bei Untersuchungen an einem Krötenzaun sogar festgestellt, daß Laubfrösche mit lumbalen Amplexus (!) auf der Wanderung klammerten (Bauch 1985, Große und Bauch 1986). Dieses Verhalten stellt sicherlich eine Ausnahme dar. Die Laubfroschweibchen wandern meist nur bis in die Nähe der Laichgewässer (in Lindenthal bei Leipzig betrug der Abstand der gefundenen weiblichen Tiere ( $n = 12$ ) im Monat April vom Laichgewässer zwischen 2 und 18 m). Da die Weibchen meist nur zur Paarungsnacht im Gewässer sind, werden exakte Populationsanalysen erschwert. Trotzdem dürften die Männchen in der Überzahl sein.

Der Aktionsradius der sich paarenden Tiere ist sehr gering. In den Papitzer Lehmstichen bei Schkeuditz konnte der Verfasser beobachten, daß Wasserstellen von 1,5 m<sup>2</sup> Oberfläche und einer Wassertiefe von 30 cm genauso besucht wurden wie größere Wasserstellen von 50–200 m<sup>2</sup> und einer maximalen Tiefe von 1,8 m. Auch bei diesen größeren Tümpeln werden von einem Paar nur wenige Quadratmeter Wasserfläche zur Eiablage benutzt.

Ausschlaggebend für ein Laichgewässer scheinen demnach qualitative Faktoren zu sein, die letztlich die Art an den Ort binden. Eine Analyse der Wasser-

biotope ( $n = 609$ ) liegt von Große (1984) vor. Danach sind für den Laubfrosch von Bedeutung:

- |  |      |
|--|------|
| 1. Teiche, Weiher und Altwässer                | 61 % |
| 2. Grübengewässer (z. B. Lehm- und Kiesgruben) | 17 % |
| 3. Temporäre Kleinstgewässer                   | 7 %  |

Zur Erhaltung der Laubfroschpopulationen sind damit die wichtigsten schutzwürdigen Gewässer genannt.

Dazu ist es notwendig, die Gewässerqualität und die Struktur des Gewässerumfeldes zu erhalten. Diese Kriterien sind bisher nur wenig mit Zahlenmaterial belegt, so daß sich für viele Freizeitforscher ein weites Betätigungsfeld ergibt. Ein Laubfroschwasserbiotop läßt sich derzeit wie folgt charakterisieren:

1. Die Gewässer sind deutlich sonnenexponiert.
2. Tiefere Gewässer haben Flachwasserstellen.
3. Die Laichgewässer sind stellenweise stark mit Wasser- und Sumpfpflanzen bewachsen.
4. Der Feinddruck für die Quappen (durch Fische, Wasserinsekten und Insektenlarven) muß gering sein, ebenso die Konkurrenz durch andere Amphibienarten und deren Quappen.
5. Der Laichplatz muß möglichst windgeschützt liegen.

Diese Faktoren verändern sich durch Eutrophierung, Beschattung durch Aufwuchs von Bäumen und anderen Vorgänge, so daß Laubfrösche ausweichen und in den Folgejahren anderen Laichplätzen den Vorzug geben. Deshalb ist eine Laichplatzkette oder ein Feuchtgebiet mit vielen Wasserstellen für die Stabilität dieser Art im Gelände optimal (Große 1969, Clausnitzer 1986 a und b).

Weitgehend ungeklärt erscheint die Frage, ob es beim Laubfrosch eine Nachlaichzeit gibt. In den Papitzer Lehmtichen konnte der Autor das für den Moorfrosch (*Rana arvalis*) und den Wasserfrosch (*Rana kl. esculenta*) nachweisen.

#### Sommerbiotop

Eine Analyse der Landbiotope (Nachweis von Juni bis Oktober) brachte für den Laubfrosch unterschiedliche Ergebnisse ( $n = 453$  Beobachtungen im DDR-Maßstab, nach Große 1984):

- |                                      |      |
|--------------------------------------|------|
| 1. Nasse bis feuchte Laubwälder      | 20 % |
| 2. Gehölzstreifen, Hecken und Büsche | 14 % |
| 3. Gärten                            | 12 % |
| 4. Sumpfwiesen                       | 10 % |

In diesen 4 Kategorien werden immerhin 56 % der Landbiotope zusammengefaßt. Die restlichen Vorkommen und Beobachtungen repräsentieren eine Vielzahl von Einzelbeobachtungen, die nicht zu verallgemeinern sind.

Der bevorzugte Aufenthaltsort des Laubfrosches ist im Sommer der feuchte Laubwald (Abb. 1), der bedingt durch einen relativ hohen Grundwasserstand eine genügende Luftfeuchtigkeit aufweist. Daneben sind staudenbesetzte Randstreifen von Gewässern genauso wie Grabenböschungen und Wiesen als

wichtige Sommeraufenthaltsorte zu nennen (Große 1984, Clausnitzer 1986). Für den Laubfrosch wichtige gemeinsame Merkmale beider sind die deutliche Sonnenexposition und der Reichtum an blühenden Wildpflanzen. Der häufige Nachweis des Laubfrosches in Gärten (12 %) ist darauf zurückzuführen, daß lediglich die Beobachter sich im Sommer und Herbst dort öfter aufhalten als im Gelände. Die Sommerbiotope des Laubfrosches haben folgende Charakteristika (vergl. auch Clausnitzer 1986):

1. Sonnenplätze (Äste, große Blätter) bei möglichst hoher Luftfeuchte
2. Windgeschützte Lage, so daß ein wärmeres Mikroklima vorherrscht
3. Vertikalstruktur mit Kraut-, Strauch- und Baumschicht (Abb. 1)
4. Krautschicht enthält eine große Zahl blühender Pflanzen



Abb. 1: Sommerbiotop des Laubfrosches (Papitzer Lehmstiche bei Schkeuditz) mit reich strukturierter Kraut-, Strauch- und Baumschicht. Der höchste Nachweis des Laubfrosches beträgt 7 m. Foto: W.-R. Große

Interessante Veröffentlichungen über das Nahrungsspektrum des Laubfrosches liegen von Juszczyk (1974) und Clausnitzer (1986) vor.

Im Spätherbst verlassen die Laubfrösche den Sommerlebensraum und suchen das Winterquartier auf. Das muß nicht immer mit den Laubwaldgebieten bzw. den anderen Sommerbiotopen identisch sein. Die Frösche verlassen dazu die Bäume und Sträucher (vorwiegend nachts und in der Dämmerung) und vergraben sich in frostsicheren Verstecken. Eine Überwinterung im Wasser oder auf dem Grund von Gewässern scheint nicht zutreffend zu sein (Juszczyk 1974).

Zur Überwinterung der Laubfrösche gibt es noch viele offene Fragen (Ort, Tiefe und Gesellschaft). Auch über den Feindfaktor im Sommer- und Winterquartier ist noch nichts bekannt.

#### Danksagung

An dieser Stelle sei allen Feldherpetologen gedankt, die bei der Vervollständigung der Biotopliste mitgearbeitet haben. Ein besonderer Dank gilt den Wurzener Feldherpetologen und Bdfrd. S. Bauch, durch deren Arbeit neue Aspekte im Wanderverhalten des Laubfrosches bekannt wurden.

#### Ausgewählte Literatur:

1. Bauch, S. (1985): persönl. Mittlmg.
2. Clausnitzer, H.-J. (1986 a): Zur Ökologie und Ernährung des Laubfrosches *Hyla. a. arborea* (Linnaeus, 1758) im Sommerlebensraum. *Salamandra* 22, 162-172
3. Clausnitzer, H.-J (1986 b): persönl. Mittlmg.
4. Große, W.-R. (1984): Zur Biotopwahl des Laubfrosches *Hyla arborea arborea* L. *Hercynia* N. F. Leipzig 23, 46-54
5. Große, W.-R. und S. Bauch (1986): Zur Entwicklung und Aktivität des Laubfrosches *Hyla arborea arborea* L. II. Biotopbindung und Aktivitätsrhythmik. *Hercynia* N. F. Leipzig 23, 162-166.
6. Jusczyk, W. (1974): *Płazy i Gady Krajowe* Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa

Anschrift des Verfassers

Dr. sc. Wolf-Rüdiger Große

Wissenschaftsbereich Zoologie der

Sektion Biowissenschaft der

Martin-Luther-Universität Halle

Domplatz 4

DDR — 4020 Halle

## Fehlverpaarungen zwischen Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) und Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Über den oftmals außerordentlich starken Klammertrieb von Froschlurch-♂♂ in der Paarungszeit ist in der Fach- und populärwissenschaftlichen Literatur häufig berichtet worden. Mancher hat dabei sofort das in diesem Zusammenhang immer wieder verwendete und sehr beeindruckende Bild eines Erdkröten-♂ vor Augen, das einen Karpfen am Kopf geklammert und seine Vorderextremitäten in die Augenhöhlen des Fisches gebohrt hat (vgl. Jungfer 1954, Herrmann 1986).

In der Tat ist die Erdkröte (*Bufo bufo*) zum Verdeutlichen starken Paarungsdranges bei Froschlurchen besonders gut geeignet, ist es doch im Frühjahr an größeren Laichplätzen dieser Art keineswegs ungewöhnlich, regelrechte Paarungsklumpen vorzufinden. Diese bestehen aus zahlreichen, ein Weibchen zu klammern versuchenden männlichen Tieren. Auch so kurios anmutende Paarungsirrtümer, daß leblose Objekte (z. B. Holz, andere im Wasser treibende Gegenstände) oder ganz andere Tierarten (u. a. Fische — s. o., Schmermaüse) Ziel des Paarungsdranges der Männchen werden, sind charakteristisch für diese Art (vgl. u. a. Jungfer 1954, Heusser 1960, Geyer 1985, Herrmann 1986). Bei der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und der Wechselkröte (*Bufo viridis*) fehlen solche Extreme, doch kommen in wechselnder Häufigkeit Fehlverpaarungen mit anderen Froschlurchen vor. Allein schon innerhalb der Echten Kröten sind zahlreiche Partnerkombinationen zwischen Kreuzkröte — Wechselkröte — Erdkröte möglich, doch sind nur einige davon im Freiland häufiger beobachtet worden. Das liegt daran, daß sich die 3 heimischen *Bufo*-Arten normalerweise verhältnismäßig selten „ins Gehege kommen“, weil Isolationsmechanismen bereits das Verpaaren weitgehend verhindern. Dazu zählen Unterschiede im Laichzeitbeginn, im tageszeitlichen Beginn der Paarungsaktivität, in der Wahl des Laichgewässers, Bevorzugung unterschiedlicher Bereiche des Laichgewässers (Bewuchsdichte, Wassertiefe!) und ethologische Unterschiede zwischen den Arten (vgl. ausführlicher bei Flindt u. Hemmer 1975, Hemmer 1975).

Im Sinne einer 100%igen Separierung sind diese Isolationsmechanismen jedoch nicht zu verstehen. In Jahren, in denen sich der Fortpflanzungsbeginn des Frühlaichers Erdkröte aufgrund extrem niedriger Temperaturen im zeitigen Frühjahr so verzögert, daß er sich mit dem von Kreuz- und/oder Wechselkröte überlagert, entfällt beispielsweise der 1. Faktor, Nutzung desselben Laichgewässers und andere begünstigende Umstände vorausgesetzt, können so Fehlverpaarungen lokal durchaus häufig und auch biologisch erfolgreich sein. Letzteres vor allem dann, wenn Laich-, Larvenentwicklung und Metamorphose zumindest zu einem Prozentsatz erfolgen und Bastarde entstehen. Solche Fälle sind vor allem zwischen Kreuz- und Wechselkröte (nur  $Kkr\text{-}\sigma^7 \times Wkr\text{-}\sigma^7$  erfolgreich!) nicht selten (vgl. Hertwig 1953, Flindt u. Hemmer 1967, Große 1976), weil sich beide Arten hinsichtlich ihrer Ansprüche an Land- und Laichhabitat sowie des Laichzeitbeginns im Vergleich zur Erdkröte mehr ähneln und daher die Chancen für ihr Zusammentreffen größer sind. Es wurden aber auch schon Bastarde zwischen Kreuzkröte und Erdkröte sowie Wechselkröte und Erdkröte beobachtet (Weiss u. Ziemann 1959, Hemmer, Kadel u. Kahrman 1973, Hemmer u. Böhme 1974).



Fehlverpaarung zwischen Echten Kröten und anderen Anuren-Arten werden gleichfalls im Gelände gelegentlich angetroffen (z.B. mit Braun- und Grünfröschen). Näher eingegangen werden soll hier aber nur auf jene zwischen Kreuz- und Knoblauchkröte, die vom Verfasser gehäuft beobachtet werden konnten. Beide Arten bevorzugen leicht grabbare Böden und treffen daher im Bereich tertiärer und quartärer Sande um Wittenberg auf Bedingungen, die ein gemeinsames Vorkommen gestatten. Direktkontakt bekommen beide aber erst dann, wenn es sich um ein kleines Laichgewässer handelt und zudem zeitliche und ökologische Isolationsmechanismen durch begünstigende, nicht die Regel darstellende Umstände wegfallen: Dies trifft für einen seit 1983 regelmäßig kontrollierten Tümpel am Stadtrand von Wittenberg zu. Das etwa 20 m<sup>2</sup> große Gewässer wird von Garten- und Ackerland sowie Brachen umgeben und befindet sich in unmittelbarer Nähe einer Sandgrube (vgl. Sacher 1985). Die nur kleinflächig ausgebildeten Flachwasserbereiche werden ausschließlich von der Kreuzkröte genutzt. Die Knoblauchkröten-♂♂ halten sich dagegen immer im tieferen und stark bewachsenen Teil des Tümpels auf. Die starke Vergrasung und die oftmals dichten Fadenalgentepiche an der Oberfläche führen jedoch dazu, daß Kreuzkröten-♂♂ in der Lage sind, auch die typischen Pelobates-Bereiche in Besitz zu nehmen: Das Beziehen von Rufwarten auf der Wasservegetation wird möglich, weil die Tiere dort nur geringfügig einsinken und so Bedingungen ähnlich denen im Flachwasser vorfinden. Zu Fehlverpaarungen kam es aber lediglich 1983 und 1986, als die im Mittel etwa zwei Wochen eher als die Kreuzkröte am Laichplatz erscheinende Knoblauchkröte durch einen Kälteeinbruch im Beginn ihrer Fortpflanzungsaktivität verzögert wurde. Bei nachfolgender starker Erwärmung und Niederschlägen setzte das Paarungsgeschehen bei beiden Arten dann Mitte April nahezu gleichzeitig und mit großer Intensität ein. Von Heimlichkeit, die manche Autoren der Knoblauchkröte auch während der Fortpflanzungsphase unterstellen (vgl. u. a. Juszcyk 1974), kann nach den vorliegenden Beobachtungen keine Rede sein. Die sich deutlich in der Minderheit befindlichen Weibchen wurden häufig sogar von zwei Männchen umklammert. Einem „Dreigespann“ folgte manchmal noch ein weiteres Männchen, doch waren Klammerversuche dieses dritten Tieres nie erfolgreich. Der Vorgang spielte sich an der Wasseroberfläche ab, war durch erregtes Hin- und Herschwimmen gekennzeichnet und verlief durch die Rangeleien der Männchen oft recht geräuschvoll.

In den genannten Jahren und an jeweils mehreren aufeinanderfolgenden Aprilabenden führte der bemerkenswerte starke Paarungsdrang der Knoblauchkröten-♂♂ aber auch dazu, daß Kreuzkröten geklammert wurden. An solchen Fehlverpaarungen *Pelobates fuscus* x *Bufo caclamita* waren bezeichnenderweise immer nur Kreuzkröten-♂♂ beteiligt, weil sich die Weibchen dieser Art stets im nahezu vegetationslosen Flachwasserbereich, den die Knoblauchkröten mieden, aufhielten. Abb. 1 zeigt eine solche Fehlverpaarung; wenig später wurde dasselbe Kreuzkröten-♂ sogar von zwei *Pelobates*-♂♂ geklammert (Abb. 2). Beide Varianten konnten vielfach und an unterschiedlichen Tagen beobachtet werden, wengleich sie deutlich seltener als Normalverpaarungen bei beiden Arten (Abb. 3, 4) sind. Der Amplexus erfolgte zumeist in der aus den Abbildungen 1 und 2 ersichtlichen und für die Knoblauchkröte charakteristischen Weise (Lendenregion). Nur in einem Falle wurde ein „Pärchen“ festgestellt, bei dem das Knoblauchkröten-♂ von ventral klammerte — Bauch an Bauch mit dem Kreuzkröten-♂. Meist wurde versucht, sich des Klammerers durch Abstreifen zu entledigen. Befreiungsrufe und regelrechte Ringkämpfe mit entsprechender Geräuscentwicklung im Wasser sind Folgeerscheinungen und lassen jeden Beobachter schnell auf solche Fehlverpaarungen aufmerksam werden. Solcherart belästigte Kreuzkröten-♂♂ suchen oftmals das Land auf und versuchen hier, die klammernden Knoblauchkröten loszuwerden. Wie



Abb. 1, 2: Fehlverpaarung zwischen Knoblauchkröte und Kreuzkröte. Das Kreuzkröten-♂ wurde zunächst nur von einem Knoblauchkröten-♂ geklammert (oben), später gesellte sich ein zweites ♂ hinzu (unten)

Fotos: P. Sacher



Abb. 3, 4: Normalverpaarung von Kreuzkröte (oben) und Knoblauchkröte (unten)

Fotos: P. Sacher

Trennungsversuche zeigten, ist die Verbindung aber nur schwer zu lösen. In einem Falle war eine Dreierverbindung, am 16. 4. 1986 abends beobachtet, noch am Mittag des Folgetages existent, wobei das Kreuzkröten-♂ deutliche Anzeichen von Erschöpfung aufwies. Noch beeindruckender war der Nachweis einer solchen Dreierverbindung in einem Tagesversteck an Land, etwa 10 m vom Laichgewässer entfernt.

Die umgekehrte Situation, daß Kreuzkröten-♂♂ Knoblauchkröten klammern, wurde nur einmal beobachtet (18. 4. 1986); sie scheint sehr selten zu sein. Der in Abb. 5 wiedergegebene Sachverhalt mutet nahezu grotesk an, stellt er doch einen doppelten Paarungsirrtum dar: Kreuzkröten-♂ im Amplexus mit einem Knoblauchkröten-♀, ersteres wird seinerseits (wie auch das Knoblauchkröten-♂) von einem Knoblauchkröten-♂ geklammert!



Abb. 5: Doppelter Paarungsirrtum: Fehlverpaarung, an der 2 ♂♂ und 1 ♀ der Knoblauchkröte sowie ein Kreuzkröten-♂ beteiligt waren (vgl. Text) Foto: P. Sacher

Nöllert (1984) nennt in seiner Knoblauchkröten-Monographie Grasfrosch, Erdkröte und Moorfrosch als weitere mögliche Arten für Fehlverpaarungen mit der Knoblauchkröte. Für den bemerkenswert großen Paarungsdrang der Knoblauchkröten-♂♂ sprechen auch Beobachtungen, wonach selbst Molche, Fische und Tierleichen geklammert werden (s. Nöllert l. c.), was an die eingangs geschilderten Verhältnisse bei der Erdkröte erinnert. Vergleichbare Befunde anderer Autoren über Fehlverpaarungen zwischen Knoblauchkröte und Kreuzkröte liegen offenbar nicht vor.

#### Literatur (Auswahl):

- Flindt, R. u. H. Hemmer (1967): Nachweis natürlicher Bastardierung von *Bufo calamita* und *Bufo viridis*. — Zool. Anz. 178, 410–429
- Flindt, R. u. H. Hemmer (1975): Bastardierung und Introgression bei Amphibien. — Abh. Verh. naturwiss. Ver. Hamburg, N. F. 18/19, 159–179

- Geyer, R. (1985): Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) klammert Schermaus *Arvicola terrestris*. — *Salamandra* 21 (4), 318–319
- Große, W.-R. (1976): Krötenbastarde. — *Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden* 6 (13), 155–161
- Hemmer, H. (1973): Die Bastardierung von Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und Wechselkröte (*Bufo viridis*). — *Salamandra* 9 (3/4), 118–136
- Hemmer, H., K. Kadel u. E. Kahrman (1973): Natürliche Bastardierung der Erdkröte (*Bufo bufo*) und der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) im Rhein-Main-Gebiet. — *Salamandra* 9 (3/4), 166–168
- Hemmer, H. u. W. Böhme (1974): Nachweis natürlicher Bastardierung der Erdkröte (*Bufo b. bufo*) mit der Wechselkröte (*Bufo v. viridis*) im Rheinland. — *Salamandra* 10 (3/4), 126–130
- Hermann, H. J. (1986): Liebe macht auch Frösche blind. — *Das Aquarium* 20 (205), 380–384
- Hertwig, G. (1953): Das Auftreten eines Chromosoms bei einer Krötenbastardlarve und die möglichen Ursachen seiner Entstehung. — *Zbl. allg. Path. u. path. Anat.* 91, 56–64
- Heusser, H. (1960): Instinkterscheinungen an Kröten, unter besonderer Berücksichtigung des Fortpflanzungsinstitktes der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). — *Z. Tierpsychol.* 17 (1), 67–81
- Jungfer, W. (1954): Die einheimischen Kröten. — NBB 118. Wittenberg
- Juszczak, W. (1974): *Plazy i Gady krajowe*. Warszawa
- Nöllert, A. (1984): Die Knoblauchkröte. — NBB 561. Wittenberg
- Sacher, P. (1985): Beiträge zur Biologie und Lebensweise der Kreuzkröte (*Bufo calamita* LAUR.). — *Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden* 40 (11), 153–173
- Weiss, I. u. C. Ziemann (1959): Erwachsene Bastarde einheimischer Kröten. — *Wiss. Z. Univ. Halle-Wittenberg, math.-naturwiss. R.* 6, 795–798

Dr. Peter Sacher  
 Zimmermannstraße 12b  
 DDR — 4600 Wittenberg

## Die Vorsitzenden der Bezirksfachausschüsse Feldherpetologie

Berlin:	H. Nabrowsky, Pappelallee 60, Berlin 1058
Cottbus:	M. Krüger, Albrecht-Dürer-Straße 16, Herzberg/Elster 7930
Dresden:	R. Drogla, Putzkauer Straße 30, Tröbigau 8501
Erfurt:	Dr. H. Pontius, Nonnengasse 5, Erfurt 5020
Frankfurt/O.:	M. Schober, Florastraße 25c, Müncheberg 1278
Gera:	D. Tuttas, Hohe Straße 11, Pöbneck 6840
Halle:	OL Dr. J. Buschendorf, Block 493/1/35, Halle-Neustadt 4090
Karl-Marx-Stadt:	P. Hofmann, Pawlowstraße 1, Karl-Marx-Stadt 9030
Leipzig:	Dr. J. Oertner, Dorfstraße 3, Boyda 7271
Magdeburg:	F. H. Gaßmann, Erfurter Straße 10, Magdeburg 3013
Neubrandenburg:	A. Nöllert, Schulstraße 2, Holzendorf 2151
Potsdam:	D. Knuth, L.-Hermann-Straße 9, Bergholz-Rehbrücke 1505
Rostock:	H. D. Bast, Goethestraße 19, Rostock 2, 2500
Schwerin:	Dr. R. Labes, Hans-Kahle-Straße 35, Schwerin 2754
Suhl:	D. Iffert, Rudolf-Breitscheid-Straße 10, Vacha/Rhön 6220

---

---

**Neuerscheinungen:**

---

Gröger, H. und R. Bech: Lurche und Kriechtiere des Kreises Bitterfeld

Bezug: Kreismuseum Bitterfeld, Kirchplatz 3, Bitterfeld 4400, Preis: 5,— M

---

Schriftenschau für den Feldherpetologen (Schriftenreihe des Naturkundemuseums Erfurt), erscheint 1 × jährlich

Abonnement: Museen der Stadt Erfurt, PSF 490, Erfurt 5012

Preis: ca. 6,— M

---

---

**1. Umschlagseite:**

Rufendes Kreuzkrötenmännchen im Flachwasserbereich eines temporären Laichgewässers

Foto: P. Sacher

**4. Umschlagseite:**

oben: Laichplatz einer Kreuzkrötenpopulation in Wittenberg – seichte Regenwasserpfütze in einer anlehmigen Senke am Rande eines Neubaugebietes

Foto: P. Sacher

unten: Kreuzkrötenlarven kurz vor dem Trockenfallen einer Fahrspur

Foto: P. Sacher

