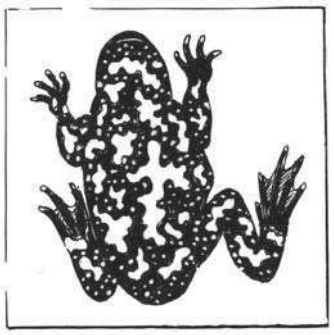

10 Jahre Monitoring der Rotbauchunke in Kleingewässern bei Schlicht (Naturpark Feldberger Seenlandschaft)

Martin Krappe, Anika Börst & Franziska Neubert, Kratzeburg

1. Einführung

Die 1992 in Kraft getretene EU-FFH- Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten neben der Ergreifung von speziellen Schutzmaßnahmen zu einer dauerhaften Beobachtung des Verbreitungsgebietes und des Zustandes der Populationen (Monitoring) der in ihren Anhängen II und IV aufgeführten Arten. Zu den dort gelisteten Amphibien gehört auch die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Die westliche Arealgrenze dieser europäisch – kontinental verbreiteten Art verläuft ungefähr entlang der Elbe, wobei sich die größte Populationsdichte in Deutschland in einem, im westlichen Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte beginnenden, sich über die Uckermark bis in die Lausitz ziehenden Streifen findet. Entsprechend seiner großen Vorkommensanteile besitzt Mecklenburg-Vorpommern eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Art und sollte wenn möglich auch eine Vorreiterrolle bei der Realisierung der mit der FFH- Richtlinie einhergehenden Pflichtaufgaben übernehmen.

Ein wesentlicher Grund für die hohe Vorkommensdichte in unserem Bundesland ist die große Anzahl offen liegender Kleingewässer, vornehmlich Sölle, welche in einer unbeeinträchtigten Ausprägung den Habitatansprüchen der Rotbauchunke in nahezu idealer Weise entsprechen. Außerhalb der sich von Mitte April bis Ende Juni erstreckenden Paarungszeit nutzen die Tiere auch das nähere Umfeld dieser Gewässer als Nahrungshabitat. Auf Grund einer anthropogen bedingten Abnahme geeigneter Laichgewässer wird von einem Rückgang der Art und einer zunehmenden Isolation der Vorkommen in den letzten

Jahrzehnten ausgegangen, was sich jedoch mangels geeigneter Daten nur in seltenen Fällen hinreichend dokumentieren lässt. Als wichtigste Gefährungsursachen sind der Verlust von Laichgewässern durch Verfüllung oder Entwässerung, ihre Entwertung durch landwirtschaftlich bedingte Stoffeinträge (Nährstoffe, Abwässer, Pestizide) sowie die Beeinträchtigung des näheren Gewässerumfeldes durch intensive Bewirtschaftungsformen (Mahd, Bodenbearbeitung, mineralische Düngung, intensive Beweidung) hervorzuheben.

Der Verpflichtung zur Beobachtung des Verbreitungsgebietes („Range“) kam Mecklenburg-Vorpommern durch ein seit 2003 gefördertes ehrenamtliches Kartierungsprogramm nach, in dessen Rahmen bis 2010 ca. 4500 potentielle Laichgewässer untersucht wurden. Diese Ersterfassung beinhaltet damit jedoch nur einen Bruchteil (ca. 7-8%) der landesweit geschätzten Kleingewässer (Krappe 2011, 2012). Derzeit wird auf verschiedenen Ebenen an einer weiteren Vervollständigung des Verbreitungsbildes gearbeitet (z. B. professionell im Rahmen der FFH-Managementplanung und Großschutzgebietsbetreuung und ehrenamtlich bei der Erarbeitung einer Landes- Herpetofauna und bei der NSG-Betreuung).

In Hinblick auf die Verpflichtung zum Monitoring der Art gab es in Deutschland bis 2010 keine bindenden Vorgaben für die Umsetzung. Erst im Rahmen eines F+E Projektes zur konzeptionellen Umsetzung der EU- Vorgaben wurden diese festgeschrieben (PAN & ILÖK 2010). Danach ist vorgesehen, in dreijährigen Intervallen die relative Größe ausgewählter Referenzpopulationen durch eine Schätzung der Zahl rufender Männchen zur Paarungszeit (bei dreimaliger Kontrolle) zu ermitteln und durch eine geeignete Methode (z. B. mit Hilfe von Keschern oder Reusen) eine erfolgreiche Reproduktion zu belegen bzw. auszuschließen. Diese Methodik deckt sich mit der Vorgehensweise, die seit 2003 in Mecklenburg-Vorpommern bei der Verbreitungskartierung praktiziert wurde (Neubert et al. 2005, Krappe 2012). Im Rahmen einer Abstimmung der Bundesländer hat Mecklenburg-Vorpommern nun die Verantwortung zur Langzeitbeobachtung von 22 Referenzpopulationen übernommen.

Das damit republikweit nach einem einheitlichen Verfahren startende FFH- Monitoring der Rotbauchunke hat in Mecklenburg-Vorpommern bereits Vorläufer, die bis in die Anfänge der 1980er Jahre zurück reichen,

jedoch auf einem anderen methodischen Ansatz basieren. Verglichen mit der regulären Vorgehensweise (s. o.) erfordert die dabei eingesetzte, fotografisch gestützte Fang- Wiederfang- Bestandsschätzung (siehe Kap.2) einen höheren Aufwand, bildet die tatsächliche Bestandssituation jedoch auch deutlich genauer ab. Die im Bundesland erste Erfassung einer Rotbauchunkenpopulation nach diesem Verfahren wurde 1981 in den Hütter Klosterteichen bei Rostock durch die Fachgruppe für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik Rostock durchgeführt und durch diese seitdem jährlich lückenlos wiederholt. Die dabei entstandene Datenreihe ermöglicht heute einen sehr genauen Einblick in die Entwicklung einer Rotbauchunkenpopulation (Debus et al. 2000). Dem Rostocker Beispiel folgend, wurde durch das Umweltministerium M-V Ende der 1990er Jahre entschieden, die ehrenamtliche Einrichtung und Betreuung weiterer solcher Monitoringgewässer im Rahmen der Umweltbeobachtungsrichtlinie des Landes zu fördern. Daraufhin kam es 1998 zur Ersterfassung eines Unkenbestandes auf Jasmund (Insel Rügen), 1999 folgte ein Kleingewässer bei Hakendorf im Landkreis Ludwigslust. Im Jahr 2002 wurde schließlich in Verantwortung der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie Kratzeburg (GNL e. V.) mit dem Monitoring in einem Feldsoll bei Schlicht im Naturpark Feldberger Seenlandschaft begonnen. Pläne zur Einrichtung weiterer Monitoringgewässer, z. B. im Gebiet Brohmer Berge, ließen sich personell bislang nicht realisieren.

Monitoringprogramme benötigen eine gewisse Laufzeit, bevor sie zu aussagekräftigen Resultaten gelangen, deren Erklärwert jedoch dann mit weiterem Fortschreiten stetig zunimmt. Die sich 2011 zum zehnten Male jährende Bestandserfassung im Rahmen des Monitorings bei Schlicht war Anlass zu einem ersten Resümee.

2. Methodik

Das für das Monitoring der Bestandsgröße der Rotbauchunke genutzte Verfahren basiert auf einem Fang – Wiederfangmodell, das in der tierökologischen Forschung häufig zum Einsatz kommt. Die Bestandsschätzung erfolgt dabei mit Hilfe des Lincoln-Peterson-Index (Mühlenberg 1993). Seine Grundannahme besteht darin, dass sich bei einer ersten Fangaktion markierte und anschließend wieder frei gesetzte Tiere (m) mit einer Zufallswahrscheinlichkeit verteilen, so dass sich über

ihren Anteil (*r*) in einer zweiten Stichprobe (*c*) die Gesamtindividuenzahl (*N*) berechnen lässt:

$$N = \frac{mc}{r}$$

Ferner lässt sich die Varianz (s^2) der Bestandsschätzung berechnen, wodurch auch die Angabe eines 95%- Vertrauensbereiches (VB = ± 1,96*s) möglich ist:

$$\text{var}\, N = s^2 = \frac{m^2 c(c-r)}{r^3}$$

Grundbedingung für die Anwendung des Verfahrens ist, dass es zwischen dem ersten und dem zweiten Fangtermin weder Zu- noch Abwanderungen gibt und dass für alle Individuen die gleiche Fangwahrscheinlichkeit besteht. Die erste Bedingung lässt sich im vorliegenden Fall durch Einhaltung eines kurzen Zeitabstandes zwischen den Fangaktionen hinreichend absichern. Auf das Problem der Fangwahrscheinlichkeit wird an späterer Stelle noch eingegangen.

Im Falle der Rotbauchunke ist es bei Anwendung des Verfahrens nicht erforderlich, die Tiere zu markieren. Stattdessen können sie auf Grund ihres individuellen Bauchzeichnungsmusters (vgl. Abb. 8) eindeutig identifiziert werden.

Abb. 1: Teilnehmer einer nächtlichen Fangaktion im Rahmen des Rotbauchunkenmonitorings bei Schlicht (v. l. n. r: Franziska Neubert, Torsten Weiß, Juliane Benz, Dr. Arno Waterstraat, Detlef & Andrea Machel, Dr. Martin Krappe, Anika Börst) (Foto: M. Krappe)

Beim Rotbauchunkenmonitoring im Untersuchungsgebiet bei Schlicht fanden jährlich im Zeitraum Ende Mai – Anfang Juni jeweils zwei entsprechende Fangaktionen statt, bei denen pro Gewässer zwischen drei und acht Personen beteiligt waren (Abb. 1). Der Fang erfolgte nach Sonnenuntergang mit Hilfe von Handkeschern und Taschenlampen, und zwar so lange, bis keine nennenswerten Fangerfolge mehr erzielt wurden. Danach wurden die Tiere jeweils vermessen (Masse, Kopf-Rumpf-Länge), ihr Geschlecht bestimmt und ihr Bauchzeichnungsmuster fotografisch dokumentiert. Anschließend wurden sie wieder freigesetzt.

Im Zuge der Auswertung wurden schließlich die Fotografien der Rotbauchunken zwischen erstem und zweitem Fangdurchgang visuell verglichen und die Wiederfänge identifiziert. Darüber hinaus erfolgte auch ein Abgleich der Fänge mit denen aller vorangegangenen Fangaktionen. Dadurch konnten Langzeitwiederfänge ermittelt werden, die zusätzliche Erkenntnisse über Ausbreitung, Alter und Wachstum erbringen.

Die Anwendung der Fang – Wiederfangmethode ist im Gegensatz zur Ruferabschätzung mittels Lautkartierung grundsätzlich unabhängig von den Witterungsverhältnissen. Da sich hohe Fangraten jedoch positiv auf

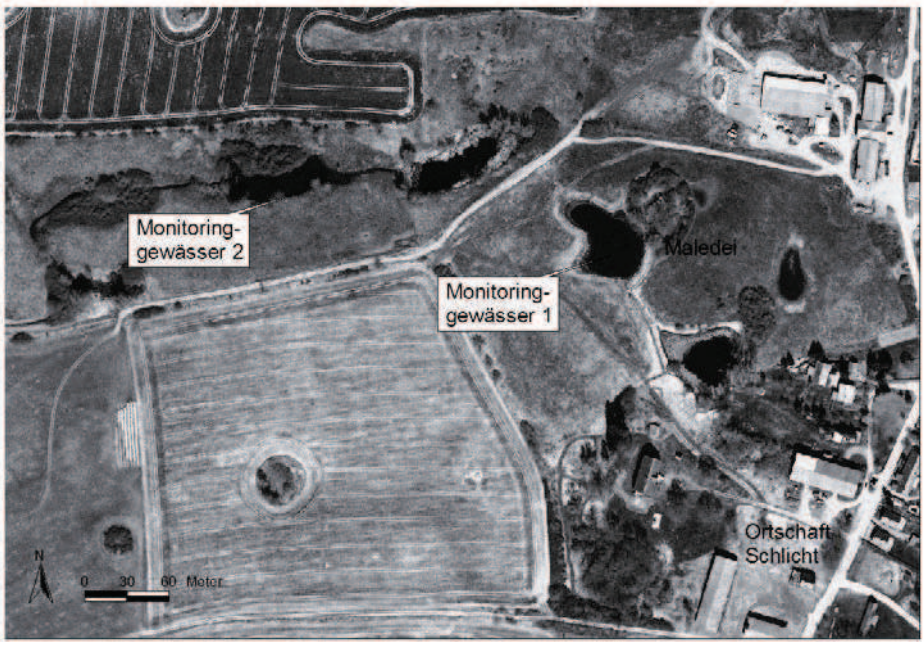

Abb. 2: Lage der Monitoringgewässer bei Schlicht im Luftbild (Quelle: LAiV M-V 2011)

Abb. 3: Monitoringgewässer 1 (Maledei) im Juni 2007 (Foto: M. Krappe)

Abb. 4: Monitoringgewässer 1 (Maledei) im Juni 2009 (Foto: M. Krappe)

Abb. 5: Monitoringgewässer 2 im Juni 2005 (Foto: M. Krappe)

Abb. 6: Monitoringgewässer 2 im Juni 2010 (Foto: M. Krappe)

die Güte der Bestandsberechnung auswirken, wurden die Fangaktionen so weit wie möglich an warmen Tagen mit entsprechend hoher Aktivität der Tiere durchgeführt.

3. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 2) befindet sich nordwestlich des Dorfes Schlicht in der Gemeinde Feldberger Seenlandschaft. Neben dem Kriterium einer landesweit gut verteilten Stichprobenauswahl war es bei der Festlegung eines Referenzgewässers wichtig, dass dieses hinsichtlich der Begehbarkeit und Größe gut für den Rotbauchunkenfang geeignet ist und der zu erwartende Bestand in einer methodisch beherrschbaren Größenordnung liegt (maximal 500 Individuen).

Die Wahl fiel auf ein an der Maledei (ehem. mittelalterliche Burg) gelegenes Soll mit einer maximalen Wasserfläche von 0,21 ha (Monitoringgewässer 1). Das lediglich im Bereich des Burghügels von Bäumen gesäumte Gewässer ist nahezu unbeschattet und durch geschlossene Wasserpflanzenbestände, vorwiegend Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), geprägt. Seine gute Eignung als Laichgewässer wird auch durch große Bestände des Kammmolches (*Triturus cristatus*), des Laubfrosches (*Hyla arborea*) und weiterer Amphibienarten verdeutlicht. Ausgedehnte Teile des Gewässers sind problemlos mit Wathosen begehbar. Beim bislang höchsten Wasserstand wurde in der Mitte eine Maximaltiefe von 2,0 m gemessen (2011). Die auftretende Trübung ist in der Regel gering und ermöglicht dann eine Sicht bis zum Gewässergrund. Das Umland ist durch eine relativ extensive Weidenutzung charakterisiert, die bis an den Gewässerrand erfolgt. Das Gewässer befindet sich in einem Komplex von Söllen (vgl. Abb. 2), welche ebenfalls von Rotbauchunken als Laichgewässer aufgesucht werden, zum Zeitpunkt der Ersterfassung auf Grund einer offenbar geringeren Eignung jedoch nur von vergleichsweise wenigen Tieren genutzt wurden. Während der Paarungszeit waren hier nur sehr vereinzelt rufende Männchen zu hören.

Nachdem im ausgewählten Gewässer bereits im zweiten Jahr ein Absinken des Wasserstandes zu beobachten war, trat 2004 die zuvor so nicht vorher gesehene Situation ein, dass das Gewässer vollständig trocken fiel und dem entsprechend keinerlei Rotbauchunken vorzufinden waren. Diese Situation hielt bis 2007 an (siehe auch Abb. 3 und 4). Es muss eingeräumt

werden, dass auffällig starke Pegelschwankungen für viele Gewässer der Feldberger Region durchaus typisch sind. Der westlich von Feldberg gelegene „Sprockfitz“ ist das wohl spektakulärste Beispiel dafür. Der temporäre Charakter des Gewässers an der Maledei wurde auch durch Funde der für diesen Lebensraum typischen Kiemenfußkrebse *Lepidurus apus* und *Eubranchipus grubii* deutlich.

Aus der Situation heraus wurde 2004 die spontane Entscheidung getroffen, an Stelle des nicht mehr auffindbaren Gewässers ein benachbartes Soll zu bearbeiten, in dem sich in diesem Jahr deutlich mehr Unken durch ihre Lautäußerungen bemerkbar machten, als im Vorzeitraum (Monitoringgewässer 2). Es erschien nahe liegend, dass die Tiere in das nur ca. 160 m entfernte, eher als suboptimal zu bezeichnende Gewässer ausgewichen waren, was sich durch spätere Wiederfänge auch bestätigen ließ. Das Gewässer nimmt eine Fläche von 0,16 ha ein und besitzt eine maximale Tiefe von ca. 1,5 m. Auch hier treten stärkere Pegelschwankungen auf, die jedoch zumindest seit 2002 nie zu einer vollständigen Austrocknung geführt haben. Auf Grund des eher steilschaarigen Ufers ändert sich auch die Wasserfläche bei schwankenden Wasserständen nur wenig. Bei sehr hohem Füllstand besteht über einen Graben eine Verbindung zum östlich benachbarten Kleingewässer (vgl. Abb. 2). Trotz einer einseitig angrenzenden Viehweide ist das Ufer zum überwiegenden Teil von Gehölzen gesäumt und beschattet. In der Gewässermitte gibt es aber große, gut besonnte Bereiche. Die dort auftretende submerse und emerse Vegetation durchlief im Verlauf der Jahre sehr verschiedene Ausprägungen, die mit schwankenden Wasserständen und Sichttiefen korreliert waren. Das Spektrum der dominierenden Arten reichte zwischen 2004 und 2012 von dichtem Bewuchs mit Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquilis*) und Flutendem Schwaden (*Glyceria fluitans*) über Hornkraut, ausgeprägte Grünalgenmatten bis hin zu einer geschlossenen Teichlinsendecke (*Lemna minor, Spirodela polyrhiza*) und anschließend völliger Vegetationsfreiheit (siehe auch Abb. 5 und 6).

Nachdem sich das Monitoringgewässer 1 im Zeitraum 2006/2007 wieder mit Wasser gefüllt hatte, wurden die Untersuchungen dort wieder aufgenommen. Das Monitoring wird seitdem in beiden Gewässern parallel durchgeführt.

4. Ergebnisse

Sofern bei den Fangaktionen mehr als nur Einzeltiere (< 5 Ind.) erbeutet wurden, konnte zu allen Terminen eine befriedigende Bestandsberechnung mit dem Lincoln-Peterson-Index durchgeführt werden. Die Wiederfangraten schwankten zwischen den Jahren und Gewässern in einem Bereich von 25 % bis 72 % und lagen im arithmetischen Mittel bei 48 %.

Die für beide Monitoringgewässer berechnete Bestandsgröße schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 16 Individuen (2005) und 325 Individuen (2008). Insgesamt zeigte sich eine ausgeprägte Bestandsdynamik (Abb. 7), die sich nur teilweise durch die Entwicklung der Gewässerverhältnisse erklären lässt. Es ist davon auszugehen, dass auch die klimatischen Bedingungen in den einzelnen Jahren sowie andere natürliche Faktoren (z. B. Prädatoren, Krankheiten, Nahrungsverfügbarkeit usw.) zur Wirkung kamen. Anthropogene Einflüsse können dagegen weitgehend ausgeschlossen werden. Ihre bislang höchste Bestandsgröße seit 2002 erreichte die Population in den Jahren 2007 und 2008.

Trotz der beobachteten Bestandsschwankungen zeigt die Population über den Gesamtzeitraum betrachtet auch eine nicht zu übersehende Stabilität. Zum Ende der Untersuchungsperiode befanden sich die Individuenzahlen in etwa auf demselben Niveau wie zu Beginn und lagen mit rund 100 Individuen in der Größenordnung des langjährigen Mittels. Hier ist besonders auf die Bedeutung von Gewässerkomplexen zu verweisen, die es den Tieren ermöglichen, bei lokal schwankenden Umweltbedingungen auf andere Gewässer auszuweichen und unter pessimalen Verhältnissen die besten noch verfügbaren Habitate zu nutzen. Im vorliegenden Fall ließ sich ein Gewässerwechsel eindeutig anhand der Langzeitwiederfänge belegen. Von den 53 zwischen 2004 und 2010 registrierten Rotbauchunken, die in mehreren Jahren gefangen wurden, hatten nachweislich mindestens 21 Tiere einen Wechsel zwischen den beiden Gewässern vollzogen. In drei Fällen konnte sogar eine zweimalige Wanderung zwischen den Gewässern nachgewiesen werden. Als maximalen Aktionsradius von Rotbauchunken gibt Kuzmin (1995) eine Entfernung von 700 m an.

Anhand der Körperlängen der in einzelnen Jahren gefangenen Tiere

lassen sich die mit den Bestandsschwankungen einher gehenden Änderungen im Populationsgefüge erkennen (Tab. 1). So zeigte sich mit dem Absinken der Populationsgröße zwischen 2002 und 2005 eine kontinuierliche Abnahme kleinerer, d. h. jüngerer Individuen (< 40 mm). Auch 2006 verwiesen diese Zahlen auf einen nur geringen Reproduktionserfolg im vorangegangenen Jahr. Anschließend kam es dann jedoch drei Jahre in Folge zu einer erkennbar guten Reproduktion bzw. zu guten Überlebensraten der Jungtiere. Nachdem die Fortpflanzung 2009 offenbar einen weitgehenden Ausfall erlitt, erwiesen sich 2010 und 2011 wieder als erfolgreiche Jahre, was sich wiederum in einem Anstieg der Bestandsgröße niederschlug.

Im Gegensatz zur Körperlängen- bzw. Altersstruktur des Bestandes entzieht sich die Entwicklung des Geschlechterverhältnisses (Tab. 2) bisher einer schlüssigen Interpretation. Auffällig ist, dass die Fänge in der ersten Hälfte der Untersuchungsperiode meist deutlich von Weibchen dominiert waren, während seit 2007 stets mehr als doppelt so viele Männchen als Weibchen gefangen wurden. Bei erwachsenen Tieren ist die Geschlechtsbestimmung als recht sicher einzuschätzen, da die Männchen an den typischen Brunstschwielen der Vorderextremitäten und einem im Vergleich zu den Weibchen weicheren Körperbau gut erkannt werden können. Ein Vergleich der Geschlechtszuordnung in Abhängigkeit von der Körpergröße (Tab. 3) zeigt jedoch, dass bei den kleineren Tieren häufiger männliche Tiere als solche identifiziert wurden. Bei Tieren, die keine eindeutig männlichen Geschlechtsmerkmale aufwiesen, bestand dagegen eher Unsicherheit, so dass sie anscheinend öfter mit unbestimmtem Geschlecht in die Daten eingingen. Die offenbar bestehende Unterschätzung des Anteils weiblicher Tiere in den Größenklassen < 35 mm reicht jedoch nicht aus, um die gravierenden Unterschiede im Geschlechterverhältnis zwischen den Jahren zu erklären. Auch bei sehr großen Rotbauchunken zeigt sich eine Abweichung vom mittleren Geschlechterverhältnis, was jedoch lediglich zum Ausdruck bringt, dass männliche Tiere im Allgemeinen eine höhere Kopf-Rumpf-Länge erreichen als Weibchen.

Unabhängig von dieser Betrachtung scheint es eine Fehlerquelle hinsichtlich des Geschlechterverhältnisses zu geben, die zu einer systematischen Unterschätzung des Weibchenanteils führt. Grund dafür ist höchstwahrscheinlich die Tatsache, dass die Männchen, bedingt

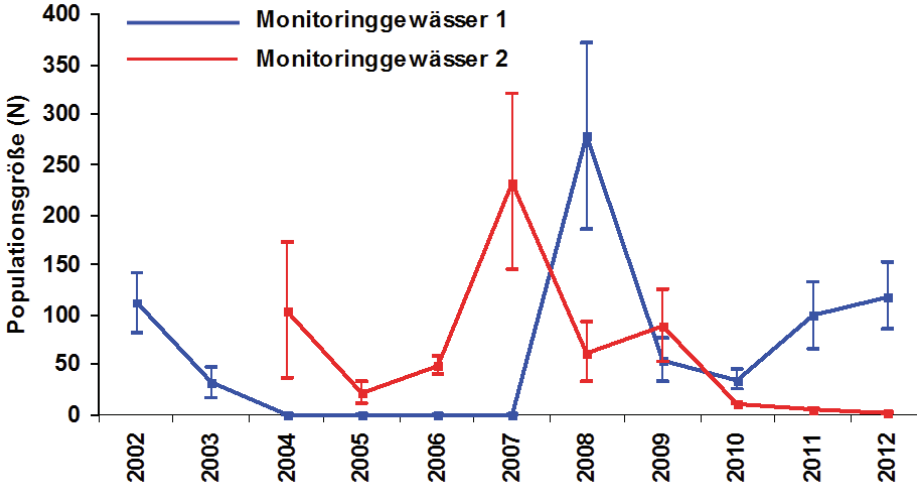

Abb. 7: Entwicklung der Rotbauchunkenpopulation in den Monitoringgewässern bei Schlicht zwischen 2002 und 2012 (Berechnung der Populationsgrößen und 95% Vertrauensintervalle mittels Lincoln-Index siehe Text)

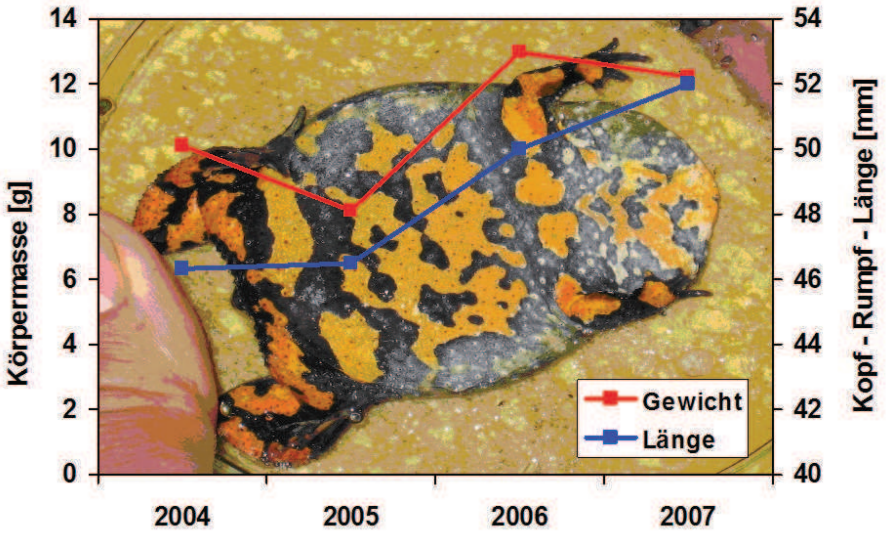

Abb. 8: Entwicklung des Rotbauchunkenmännchens „2004-M2-2-1_47-m“ im Fangzeitraum 2004 bis 2007

Tab. 1: Verteilung der Kopf-Rumpflänge der gefangenen Rotbauchunken in den einzelnen Untersuchungsjahren

Länge/ Jahr	>20–25 mm	>25–30 mm	>30–35 mm	>35–40 mm	>40-45 mm	>45-50 mm	>50-55 mm
2002		1	1	12	34	44	1
2003			2	4	2	13	4
2004			1	8	23	9	1
2005					3	7	1
2006			2		3	12	7
2007		2	23	46	12	14	8
2008		5	15	1	48	99	4
2009		2	3	6	41	29	3
2010			2	7	14	14	2
2011	2	3	29	12	22	8	
2012	3	9	9	36	27	1	

durch ihre Rufaktivität, eine etwas höhere Fangwahrscheinlichkeit

Tab. 2: Geschlechterverhältnis der gefangenen Rotbauchunken in den einzelnen Untersuchungsjahren (ohne Wiederfänge)

Jahr	Fangtage	Männchen	Weibchen	unbestimmt.	M : W
2002	05.06.+ 08.06.	39	54		1 : 1,38
2003	30.05.+ 31.05.	9	16		1 : 1,78
2004	02.06.+ 03.06.	31	11		1 : 0,35
2005	08.06.+ 13.06.	5	6		1 : 1,20
2006	06.06.+ 07.06.	10	12	2	1 : 1,20
2007	30.05.+ 31.05.	72	29	4	1 : 0,40
2008	02.06.+ 03.06.	108	45	19	1 : 0,42
2009	02.06.+ 03.06.	58	21	5	1 : 0,36
2010	31.05.+ 05.06.	32	7		1 : 0,22
2011	30.05.+ 31.05.	50	24	2	1 : 0,48
2012	04.06.+ 05.06.	51	23	11	1 : 0,45

Tab. 3: Geschlechterverhältnis der im Gesamtzeitraum gefangenen Rotbauchunken (ohne Wiederfänge im selben Jahr) in Abhängigkeit von der Körpergröße

Kopf-Rumpf-Länge	Männchen	Weibchen	unbestimmt	M : W
>20–25 mm		1	4	-
>25–30 mm	3	3	16	-
>30–35 mm	47	18	22	1 : 0,38
>35–40 mm	87	44	1	1 : 0,51
>40-45 mm	144	85		1 : 0,59
>45-50 mm	161	89		1 : 0,55
>50-55 mm	23	8		1 : 0,35

aufweisen. Eine für den Zeitraum 2002 – 2010 durchgeführte Analyse zeigte, dass der Weibchenanteil im Gesamtfang (n = 718) bei einem Geschlechterverhältnis von 1 : 0,49 deutlich niedriger war, als bei einer für beide Geschlechter anhand der zusammengefassten Daten vorgenommenen Bestandsberechnung mittels Lincoln-Peterson-Index (1 : 0,69). Auch dieser Unterschied kann die beobachtbaren Veränderungen der Geschlechteranteile zwischen den Jahren nicht erklären. Er zeigt aber, dass mit gewissen Unschärfen bei der Berechnung der Bestandsgrößen mit der Lincoln-Peterson- Methode auszugehen ist. Ein Ausweg wäre hier eine nach Geschlechtern getrennte Bestandsberechnung, die im vorliegenden Fall jedoch in individuenarmen Jahren durch zu kleine Stichprobenumfänge ebenfalls zu einem Verlust an Genauigkeit führen würde. Die getroffenen Aussagen zum Bestandstrend sind durch diese Problematik aber nicht grundsätzlich in Frage gestellt.

Neben den Ergebnissen zu den Austauschbewegungen zwischen den Gewässern (s. o.) ermöglichen die im Rahmen des Monitorings gemachten Langzeitwiederfänge Aussagen über Wachstum, Alter und Mortalität. Eine umfassende Auswertung dieser Daten steht bisher noch aus. Von besonderem Interesse sind Tiere, die öfter als zwei Mal oder nach sehr langer Zeit wieder gefangen werden. Im Zeitraum 2002 bis 2010 wurden insgesamt 62 Rotbauchunken identifiziert, die in mehreren Jahren gefangen wurden. Von diesen wurden 49 Tiere in zwei, 11 Tiere in drei und zwei Tiere in vier verschiedenen Jahren gefangen. Die Abb. 8 zeigt exemplarisch die Entwicklung eines Männchens, das zwischen 2004 und 2007 vier Mal gefangen wurde. Auf Grund einer Kopf-Rumpf-Länge von über 45 mm zum ersten Fangtermin kann davon ausgegangen werden, dass das Tier zu diesem Zeitpunkt bereits mindestens zwei Jahre alt war. Zum Zeitpunkt 2007 hatte es eine Länge von 52 mm und ein Alter von ≥ 6 Jahren erreicht.

5. Diskussion und Ausblick

Die im Untersuchungsgebiet Schlicht gewonnenen Ergebnisse spiegeln die Entwicklung einer Rotbauchunkenpopulation in einem Gewässerkomplex wider, dessen Umland zwar durch menschliche Nutzung geprägt ist, deren Form jedoch keinen erkennbar negativen Einfluss auf den Amphibienbestand darstellt. Durch die betriebsbedingte Freihaltung des Monitoringgewässers 1 von Ufergehölzen besteht

sogar ein langfristig positiver Beitrag zum Erhalt seiner hohen Eignung als Laichgewässer. Die beobachteten Bestandsentwicklungen dürften demnach einer weitgehend natürlichen Dynamik entsprechen. Die Ursachen dieser Dynamik sind jedoch sehr komplex und bedürfen längerer Zeitreihen für eine fundierte Betrachtung. Leider fehlen für derartige Analysen zum Teil ausreichend gute Daten zu relevanten Umweltparametern. Ungeachtet dessen ist allein die Kenntnis natürlich auftretender Populationsschwankungen generell von großer Wichtigkeit zur Bewertung menschlicher Einflüsse. Während die andernorts untersuchten Referenzpopulationen in den Monitoringgewässern auf Jasmund und bei Hakendorf Schwankungen zeigten, die mit der Situation bei Schlicht durchaus vergleichbar sind, kam es in den Hütter Klosterteichen im Jahr 1999 zu einem vielfach größeren Bestandsabfall, als er in den anderen Populationen bisher beobachtet wurde. Ursache dieses massiven Zusammenbruchs der Population war ein aus Sicht der Rotbauchunkenpopulation stattgefundenes Katastrophenereignis, das in einer Serie von Dammbrüchen bestand (Debus et al. 2000, Bast et al. 2005).

Die bislang bestehenden Schwierigkeiten bei der Interpretation der Entwicklung des Geschlechterverhältnisses werden sich bei Fortsetzung des Programms durch eine größere Datenbasis hoffentlich auflösen. Schneeweiß & Zbiersky (2009) geben an, dass das Geschlechterverhältnis bei Rotbauchunken normalerweise ausgeglichen ist, machen jedoch keine näheren Angaben zu den Schwankungsbereichen.

Eine weitere vollständige Analyse des wachsenden Datenbestandes wird in Bezug auf die Langzeitwiederfänge zukünftig nicht mehr über einen visuellen Abgleich aller fotografierten Bauchzeichnungsmuster möglich sein. Bisher wurde auf eine computergestützte Bildanalyse (Streich et al. 1997) verzichtet, da die Datenmengen beherrschbar waren, technische Lösungen zunächst einmal zeitaufwändig sind und letztlich auch nicht absolut fehlerfrei arbeiten. Das vollzählige Auffinden aller Wiederfänge ist für die Auswertung der Langzeitdaten jedoch auch weniger bedeutsam als für die Berechnung der Bestandsgrößen auf der Basis kurzzeitiger Wiederfänge. In jedem Fall dürfte es sich lohnen weiterhin den gesamten Datenbestand auf Wiederfänge zu überprüfen. Nach Kuzmin (1995) können Rotbauchunken in der Natur bis zu 12 Jahre alt werden und unter künstlichen Haltungsbedingungen wurde

sogar schon ein maximales Alter von 29 Jahren festgestellt (Denisowa 1969). Andererseits räumen Schneeweiß & Zbiersky (2009) ein, dass in einem intensiv bewirtschafteten Agrargebiet in Brandenburg nur wenige Tiere das vierte Lebensjahr erreichen.

Im Kontext des FFH- Monitorings ist auf die Bedeutung der auf einer jährlichen Fang- Wiederfang Bestandsberechnung basierenden Ergebnisse hinzuweisen, die diese für die Interpretation und Bewertung der mit der offiziell vorgegebenen Methode der Lautkartierung erzielten Resultate besitzen. Durch ihren methodischen Ansatz und ihr engeres Zeitraster führen sie zu deutlich genaueren und realitätsnäheren Ergebnissen. Sie eröffnen damit die Möglichkeit, andere, weniger genaue oder nur eine relative Bestandsgröße sichtbar machende Methoden zu kalibrieren. Andererseits erscheint es unter den gegebenen Verhältnissen illusorisch, die vom Land geforderte Anzahl von 22 Referenzpopulationen in dieser Intensität zu bearbeiten. Insofern ist es als ein sinnvoller Kompromiss anzusehen, das bisher in vier Referenzgewässern mittels Fang-Wiederfang- Methodik durchgeführte Monitoring in bewährter Weise fortzuführen und darüber hinaus diese und 18 weitere Referenzgewässer nach den Vorgaben des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) mittels dreimaliger Lautkartierung und einmaliger Kescher/Reusenbeprobung zu bearbeiten.

Die grundsätzliche Aussagefähigkeit des FFH- Monitorings nach BfN-Vorgabe wird durch die dargestellten Untersuchungen nicht in Frage gestellt. Für die quantitative Auswertbarkeit von Lautkartierungen ist jedoch die Einhaltung der vorgegebenen Anzahl von Gewässerbegehungen an phänologisch und meteorologisch geeigneten Tagen von größter Bedeutung. Die bisher während der Fangaktionen in Schlicht registrierten Ruferzahlen haben zumindest immer wieder deutlich gemacht, dass eine einmalige Lautkartierung das tatsächliche Bestandsniveau in keiner Weise repräsentiert.

Dank

Für ihre kontinuierliche Mitarbeit danken wir insbesondere unseren Kollegen Andrea Machel und Dr. Arno Waterstraat. Bei den einzelnen Fangaktionen halfen darüber hinaus im Laufe der Jahre eine Vielzahl von Personen, die an dieser Stelle ebenfalls genannt sein sollen: Juliane Benz, Julia Blohm, Kathrin Blohm (†), Dorit Fabian, Daniel Glawe, Marco &

Johannes Kastner, Ellen Kettner, Dirk Lämmel, Jacob Leinweber, Kathrin Mach, Detlef Machel, Friederike Möbius, Lisa Prokof, Kay Renner, Torsten Weiß und Franziska Zillmann. Die Namen einiger spontan teilnehmender Helfer ließen sich leider nicht mehr in Erfahrung bringen, auch ihnen sei jedoch herzlich gedankt.

Literatur

1. *Bast, H.-D. O. G., Krappe, M., Schaarschmidt, T. u. Mitarb. (2005): Langzeitbeobachtung der Entwicklung ausgewählter Bestände der Rotbauchunke (Bombina bombina) in Mecklenburg-Vorpommern. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG): 6 S. + Anh.*
2. *Debus, L., Schaarschmidt, T. & Bast, H.-D. O. G. (2000): Untersuchungen der Populationsdynamik eines norddeutschen Rotbauchunken-Bestandes mittels eines Fang-Wiederfang-Experimentes. Beitr. Ökol. 4 (2): 65-74.*
3. *Denisowa, M. N. (1969): Otrjad beschwostys zemnowodnye (Anura). In: Bannikow, A. G. (Hrsg.): Zisn zivotnych. Bnd. IV/2, Moskau: 63 – 134.*
4. *Krappe, M. (2011): Methodische Erfahrungen bei der Amphibienkartierung in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes zweier handelsüblicher Reusentypen. RANA 12: 4-12.*
5. *Krappe, M. (2012): Halbquantitative Kartierung der Rotbauchunke und Erfassung des Kammmolches und weiterer Amphibienarten im Zeitraum 2003 – 2010. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 41: 64 – 69.*
6. *Kuzmin, S. L. (1995): Die Amphibien Rußlands und angrenzender Gebiete. Die Neue Brehm – Bücherei Bd. 627, Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 274 S.*
7. *Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie, 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg – Wiesbaden: 512 S.*
8. *Neubert, F., Bast, H.-D., Krappe, M. (2005): Kap. 7.2 Artenmonitoring Lurche. In: Spieß, H.-J. (Leiter Autorenkollektiv): Methodenhandbuch für die naturschutzorientierte Umweltbeobachtung, Teil Artenmonitoring. Bericht im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern: 206 S.*
9. *PAN & ILÖK (2010): Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund- Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH- Monitoring. Bericht des Planungsbüros für angewandten Naturschutz (PAN), München und des Instituts für Landschaftsökologie (ILÖK), Münster im Rahmen des F+E Projektes „Konzeptionelle Umsetzung der EU- Vorgaben zum FFH- Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“.*
10. *Schneeweiß, N., Zbiersky H. (2009): Artenschutzprogramm Rotbauchunke und Laubfrosch. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.), Potsdam: 88 S.*
11. *Streich, W.-J., Beckmann, H., Schneeweiß, N., Jewgenow, K. (1997): Computergestützte Bildanalyse von Fleckenmustern der Rotbauchunke (Bombina bombina). In: Henle, M., Veith, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie - Mertensiella 7: 79 – 92.*