NABU
Landesverband Sachsen e.V.

Jahresschrift

für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen



24 2023

Inhalt

- **Die Kreuzotter ist das Reptil des Jahres 2024** — *Wolf-Rüdiger Grosse & Matthias Schrack* — 002 – 011
- **Zum Balz- und Paarungsverhalten des Monchique-Feuersalamanders *Salamandra salamandra crespoi* Malkmus, 1983** — *Andreas & Claus Püwert* — 012 – 022
- **Fotodokumentation des Schlingaktes einer Ringelnatter *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) an einem Grasfrosch *Rana temporaria* (Linnaeus, 1758) in einem Gartenteich** — *Guntram Deichsel* — 023 – 031
- **Der Dreistachlige Stichling *Gasterosteus aculeatus* als Nahrung der Östlichen Ringelnatter *Natrix natrix*** — *Mathias Jaschhof* — 032 – 049
- **Landhabitate von Kamm- und Teichmolchen und deren Einfluss auf individuelle und Populationsparameter** — *Annegret Grimm-Seyfarth, Wiebke Harms, Linda Mazoschek, Mathias Scholz* — 050 – 081
- **Die Entwicklung der Fischfauna in den Naturschutzgebieten Burgaue und Luppeaue im nordwestlichen Leipziger und Schkeuditzer Auwald/Sachsen und das Naturschutzprojekt Lebendige Luppe** — *Wolf-Rüdiger Grosse & Roland Zitschke* — 082 – 109
- **Schutz von Pionierarten in Zeiten des Klimawandels** — *Andreas Zahn* — 110 – 122
- **Die Mauereidechse in Sachsen – alter Freund, neuer Feind?** — *Steve Hahnemann* — 123 – 135
- **Bestandserfassungen von Fischen und Muscheln mittels eDNA** — *Patricia Holm, Richard Pabst, Anne Findeisen* — 136 – 145
- **Nachweise von Chytridpilzen bei Amphibien in Nordwestsachsen** — *Judith Adam, Kathleen Preißler & Sebastian Steinfartz* — 146 – 161

Berichte und Magazin

- **Der Dorsch – Fisch des Jahres 2024** — *Pressemitteilung* — 162 – 163
- **Streiflichter aus 50 Jahren sächsischer Feldherpetologie** — *Wolf-Rüdiger Grosse* — 164 – 181

NABU

Impressum:

Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen

Herausgeber **NABU** (Naturschutzbund Deutschland), Landesverband Sachsen e. V.
im Auftrag des Landesfachausschusses Feldherpetologie und Ichthyofaunistik
Löbauer Straße 68, 04347 Leipzig;
Tel.: 0341 337415-0; Fax: 0341 337415-13
E-Mail: landesverband@NABU-Sachsen.de
Internet: www.NABU-Sachsen.de

Schriftleitung Wolf-Rüdiger Große

Redaktion Wolf-Rüdiger Große, Karla Nippgen

Layout / Satz Daniel Raßbach nach einem Konzept von Uwe Schroeder

Redaktionsschluss 30.11.2023

Titelfoto Ringelnatter mit erbeutetem Dreistachligen Stichling an der Südspitze Ölands, Schweden (15. Juli 2023). Foto: Mathias Jaschhof

Herstellung Kopier- und Bindewerkstatt Zschämisch/Taucha & Kollegen

Bezugspreis 15,00 € + Versandkosten im Abonnement
17,00 € + Versandkosten im freien Verkauf

Der Preis für die aktuelle Jahresschrift musste aufgrund des größeren Umfangs und gestiegener Herstellungskosten erhöht werden. Wir bitten um Verständnis.

Hinweis der Redaktion:
Ab 2025 ist geplant, Beiträge der Jahresschrift verstärkt online zu publizieren. Wir informieren Sie.

Die Broschüre ist urheberrechtlich geschützt. Jegliche Art der gewerblichen Weiterverwendung bedarf der Genehmigung des NABU, LV Sachsen e. V.

Richtlinien für Autoren

Die Redaktion bittet, Manuskripte an folgende Adressen einzureichen:
Karla Nippgen, E-Mail: karla.nippgen@web.de oder Wolf-Rüdiger Große, E-Mail: wolf.grosse@gmx.net
Alternativ: NABU Sachsen · Löbauer Straße 68 · 04347 Leipzig · E-Mail: landesverband@NABU-Sachsen.de

Manuskripte bitte als Word-Dokument, Abbildungen separat per E-Mail einreichen. Digitale Abbildungen müssen, bezogen auf die Größe, eine Auflösung von mindestens 300 dpi aufweisen. Möglich ist auch eine Übermittlung der Daten auf CD.

Eine Einreichung von Manuskripten ist darüber hinaus auch weiterhin in schriftlicher Form möglich (2 Exemplare).
Zur Abfassung des Manuskriptes bitten wir, folgende Hinweise zu beachten:
Die Textabfassung erfolgt in Arial, Schriftgröße 12, Zeilenabstand 1,5. Seitenränder oben, unten, links 2,5 cm, rechts 2 cm.
Alle eingereichten Manuskripte werden von Mitgliedern der Redaktion oder weiteren Fachleuten begutachtet.
Die notwendigen Änderungen werden den Autoren mitgeteilt.
In längeren Manuskripten soll an den Beginn eine Zusammenfassung gesetzt werden.
Im Text sollen wenige Abkürzungen verwendet werden. Nicht allgemein übliche Abkürzungen sind zu erläutern.
Tabellen sind am Tabellenkopf, Abbildungen sind unterhalb mit einer Legende zu versehen. Tabellen und Abbildungen bitte separat, als fertige Druckvorlagen einreichen. Für jede Abbildung, Tabelle sowie Literaturangabe muss im Text ein entsprechender Hinweis vorhanden sein.

Literaturzitate im Text erfolgen nach folgendem Muster: Schiemenz (1980), Schiemenz & Biella (1980), Fröhlich et al. (1987) bzw. (Schiemenz 1980, Schiemenz & Biella 1980, Fröhlich et al. 1987).
Im Literaturverzeichnis werden die im Text zitierten Quellen nach Autoren alphabetisch geordnet und chronologisch aufgelistet:
Blab, J. (1987): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Kilda Verlag. Greven.
Schiemenz , H. (1980): Die Herpetofauna der Bezirke Leipzig, Dresden und Karl-Marx-Stadt (Amphibia et Reptilia). Faunistische Abhandlungen des Staatlichen Museums für Tierkunde Dresden 7: 191-211.

Autoren erhalten auf Anforderung die pdf-Datei ihres Artikels.

ISSN 1432-3974

Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen

Herausgegeben vom
NABU (Naturschutzbund Deutschland)
Landesverband Sachsen e. V.
und dem
Landesfachausschuss Feldherpetologie/Ichthyofaunistik

Heft 24
Leipzig, 2023

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	2–11	Leipzig, 2023

Die Kreuzotter ist das Reptil des Jahres 2024

Wolf-Rüdiger Grosse & Matthias Schrack

Zusammenfassung

Die Kreuzotter wurde zum Reptil des Jahres 2024 ernannt. Sie ist die kleinste der vier in Sachsen heimischen Schlangenarten und stark gefährdet. Der Verbreitungsschwerpunkt in Sachsen liegt im Sächsischen Bergland und Mittelgebirge. Im Flachland findet sich die Art lokal begrenzt vornehmlich im Sächsisch-Niederlausitzer Heideland, hier hauptsächlich im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet und in den Königsbrück-Ruhlander Heiden. Der Verlust von Lebensraum durch menschliche Aktivitäten und der Klimawandel sind die Hauptursachen des Rückganges der Art in Sachsen in diesem Jahrhundert.

Die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT) hat gemeinsam mit ihren Partnerorganisationen die Kreuzotter zum Reptil des Jahres 2024 ernannt. Fachlich unterstützt wird die jährliche Aktion zum Reptil/Lurch des Jahres von vielen Kooperationspartnern u.a. dem NABU (Naturschutzbund Deutschland). Ausführliche Informationen zum Reptil des Jahres erhält man über die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde beziehungsweise über ihre AG Feldherpetologie und Artenschutz (www.amphibienschutz.de; *www.feldherpetologie.de; https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/amphibien-und-reptilien/amphibien/artenportraets.html*). Von der DGHT werden auch in diesem Jahr wieder kostenfrei eine Info-Broschüre zur Art, ein Flyer, eine Broschüre für Kinder und ein großformatiges Plakat angeboten.

Artsteckbrief Kreuzotter (Westermann 2015)

Kennzeichen: Relativ schlanke Viper mit charakteristischem, durchgehendem Zickzack-Band, das bei den Männchen deutlicher ist; auch komplett schwarze Tiere sind möglich (Höllenotter). Der Kopf ist nur wenig vom Körper abgesetzt; das Auge hat eine rotorangefarbene Iris mit senkrecht stehender Schlitzpupille. Giftschlange.

Größe: ♂♂ bis 60 cm; ♀♀ bis 80 cm.

Geschlechtsunterschiede: ♂♂ überwiegend grau mit schwarzem Zickzack-Band; ♀♀ meist braun, rötlich oder beige mit dunkelbraunem Zickzack-Band, größer und kräftiger, als das Männchen.

Habitat: Gebiete mit starker Tag-Nacht-Temperaturschwankung und hoher Luftfeuchtigkeit; strauchreiche Waldschneisen, Moore, Heiden, feuchte Niederungen, vergraste Kahlschläge. Winterquartier: unterirdische frostfreie Verstecke.

Aktivität: Tagaktiv mit Sonnenbädern vormittags und nachmittags. Von März – Mai im Frühjahrsquartier, dort auch Häutung und Paarung, danach Abwanderung ins Sommerquartier, Geburt der Jungen im August. Winterstarre von Oktober/November bis März/April.

Wanderungen/Reviere: Frühjahrsquartiere können bis 2000 m von den Sommerquartieren entfernt sein, die Winterquartiere befinden sich unmittelbar in der Nähe der Frühjahrsquartiere.

Entwicklung: Lebendgebärend (die Eier entwickeln sich im Mutterleib), ein Wurf hat 5 – 15 Junge, die im August zur Welt kommen, kurz danach erste Häutung und Selbständigkeit der Jungen, die mit 3 – 4 Jahren geschlechtsreif sind.

Nahrung: Kleinsäuger (Mäuse), Eidechsen und Frösche

Alter: Im Freiland 8–12 Jahre



Abb. 1: Jungtier (ist an der bräunlichen Grundfärbung gut zu erkennen) und adulte Kreuzotter am Sonnenplatz. Foto: M. Schrack



Abb. 2: Portrait Jungtier mit gut sichtbarer senkrechter Pupille und Hinterkopfzeichnung. Foto: S. Meyer

Besonderheiten und Aussehen

Sie ist die kleinste der vier in Sachsen heimischen Schlangenarten und gut von den anderen Arten zu unterscheiden (DGHT 2013, Teufert et al. 2022). Die Kreuzotter besitzt einen kantigen, deutlich abgesetzten Kopf mit senkrechten Pupillen in rötlicher Iris. Die Männchen werden kaum länger als 70 cm, Weibchen können über 80 cm lang werden. Meist sind beide Geschlechter aber deutlich kleiner. Aufgrund ihres Geschlechtsdimorphismus sind Männchen und Weibchen in jeder Altersklasse gut zu unterscheiden. Die Männchen besitzen ein dunkelgraues bis schwarzes, stark abgesetztes Zickzackband auf grauem bis weißlichem Grund. Die Weibchen haben dagegen meist auf braunem Grund ein weniger scharf abgesetztes, dunkelbraunes Zickzackband. Schwierig wird die Unterscheidung



Abb. 3: Schwarze Kreuzotter aus dem Oberholz bei Threna/LK Leipziger Land. Foto: L. Andrä

der Geschlechter bei der schwarzen Farbmutante, der „Höllenotter“. Bei solchen Tieren ist meist keinerlei Zeichnung erkennbar. Lediglich Lippenpartie und Unterseite können hell gefärbt sein. Weiterhin gibt es unter den weiblichen Alttieren sehr selten einheitlich rostfarbene Individuen, die „Kupferottern“. Bei Jungtieren tritt dagegen diese Färbung häufiger auf. Bei kupferfarbenen Jungtieren ist auch die Zickzackmusterung schwach zu erkennen. Gewöhnlich werden mit zunehmendem Alter aus solchen Jungtieren normal gefärbte Kreuzottern (Schiemenz et al. 1996, Völkl & Thiesmeier 2002, Otte et al. 2020) (Abb. 1, 2 und 3).

Allgemeine Verbreitung

Die Kreuzotter ist in ganz Europa verbreitet (mit Ausnahme der Iberischen Halbinsel, dem Mittelmeerraum und Irland). Die westliche Verbreitungsgrenze zieht sich über Nordfrankreich bis zur Schweiz. Bemerkenswert ist das isolierte Vorkommen in Mittelfrankreich (Zentralmassiv). Im Norden reicht die Arealgrenze bis über den Polarkreis. Dicht besiedelte Gebiete finden sich in Finnland, Estland und Großbritannien. Weiter reicht ihr Areal im Osten bis zur russischen Insel Sachalin, im Süden erreicht sie Griechenland. Bemerkenswert ist das Überlappen ihres Areals mit dem der Waldeidechse!

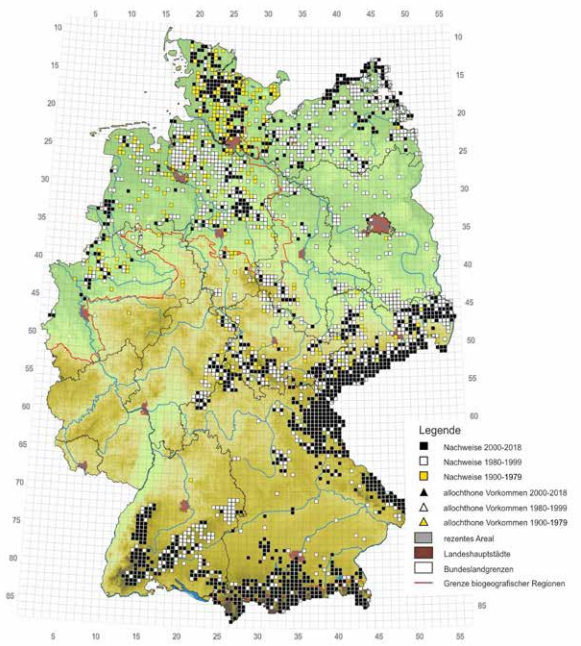


Abb. 4: Verbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) in Deutschland 1900-2018 auf MTBQ-Basis. Quelle: DGHT e.V. (Hrsg.): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Deutschlands auf der Grundlage der Daten der Länderfachbehörden, Facharbeitskreise und NABU-Landesfachausschüsse der Bundeländer sowie des Bundesamtes für Naturschutz.

Auch wenn Deutschland ganzflächig im europäischen Verbreitungsgebiet liegt, fehlt die Art im mittleren Westen. Über Norddeutschland zieht sich ein fast flächendeckendes aber schütteres Verbreitungsband. Im mittleren Ostdeutschland wird die Art wesentlich seltener und weist z.T. große Verbreitungslücken auf. Ihre Vorkommen verdichten sich in südliche Richtung in der

Lausitz und im Erzgebirge zu einer fast lückenlosen Rasterfrequenz. Hier liegt das größte zusammenhängende Verbreitungsgebiet Deutschlands. Westlich der Fulda, in Rheinland-Pfalz, im Saarland, im Odenwald und im Neckar-Tauberland scheint die Kreuzotter schon immer zu fehlen (Schiemenz 1996). Der dichten Besiedlung des Böhmerwaldes und des Bayerischen Waldes folgt nach Süden ein breites, kaum besiedeltes Band, dem sich weiter nach Süden dichte Bestände im Allgäu und in den Bayerischen Alpen anschließen (Abb. 4).

Vorkommen in Sachsen

In Sachsen lebt die Unterart *Vipera berus berus* (Linnaeus, 1758), für die 3.179 Meldungen aus dem Zeitraum von 1960 bis 2018 vorliegen (Teufert et al. 2022). Sie erreicht aktuell (2002 bis 2018) eine Frequenz von 32 % der TK 10-Blätter sowie 54 % der TK 25-Blätter in Sachsen (Abb. 5 und 6). Die Kreuzotter hat in Sachsen zwei herausragende Verbreitungsschwerpunkte von überregionaler, teilweise sogar europaweiter, Bedeutung.

Ein Verbreitungsschwerpunkt liegt in den höheren Lagen im Sächsischen Bergland und

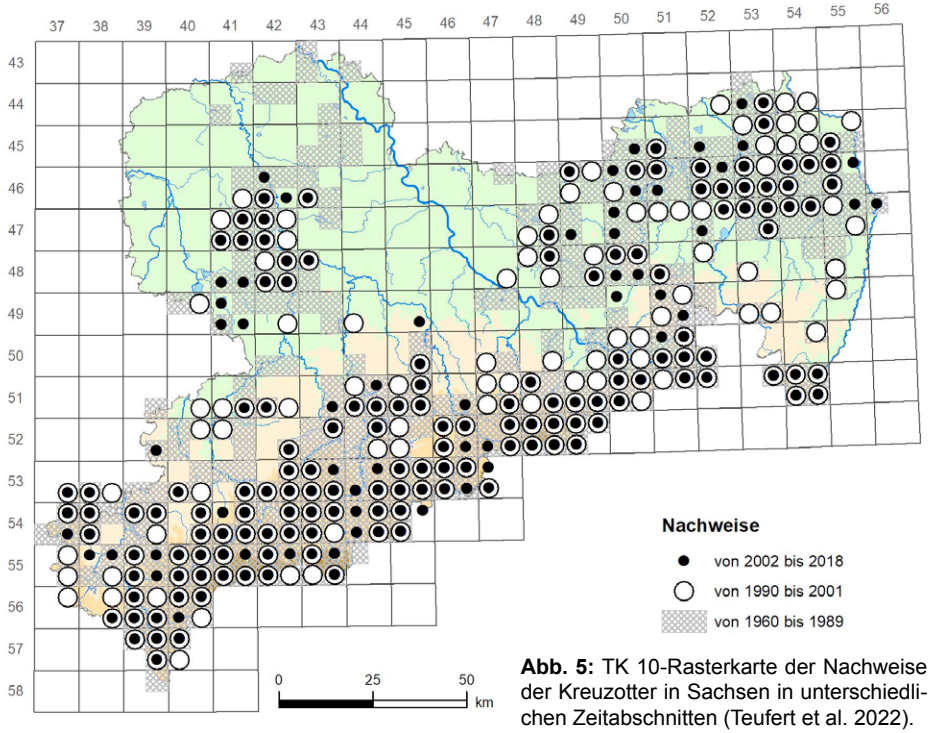


Abb. 5: TK 10-Rasterkarte der Nachweise der Kreuzotter in Sachsen in unterschiedlichen Zeitabschnitten (Teufert et al. 2022).

Mittelgebirge. Er reicht von der thüringischen und bayerischen Landesgrenze beziehungsweise tschechischen Staatsgrenze im Südwesten bis zum Rand der Sudeten im Osten (Zittauer Gebirge) (Teufert et al. 2022). Innerhalb dieses Verbreitungsgebietes ist die Fundpunktdichte westlich der Elbe, im Erzgebirge und Vogtland, besonders hoch. Östlich der Elbe wird die Art erst im Elbsandsteingebirge und dann erst im Zittauer Gebirge wieder regelmäßig gefunden, wogegen sie im Lausitzer Bergland eher selten ist (vergleiche auch Schiemenz 1985, Teufert 2002, Völkl & Thiesmeier 2002). Die zentraleuropäischen Mittelgebirge bezeichnete bereits Blum (1890) als Zentrum der Kreuzotter in Deutschland. Zimmermann (1922) beschreibt erstmals ausführlich die Verbreitungsgrenzen der Art im Königreich Sachsen.

Der zweite sächsische Verbreitungsschwerpunkt befindet sich im Sächsisch-Niederlausitzer Heideland, hauptsächlich im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet und in den Königsbrück-Ruhlander Heiden. Im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft kommt die Schlange zum Teil noch relativ häufig vor. Das Dubringer Moor bildet auf circa 1.700 Hektar den wohl größten zusammenhängenden Wald-Moor-Komplex mit einer für Sachsen starken Kreuzotterpräsenz.

Im nordwestlichen Tieflandbereich Sachsens, in der Düben-Dahlener Heide, kommt die Kreuzotter nicht vor (Max Füge, pers. Mitt). Historische Meldungen aus diesem Gebiet beruhten möglicherweise auf Verwechslungen mit der hier häufiger anzutreffenden Glattnatter (Grosse 2019). Zwei Beobachtungen aus den Jahren 1921 (Schortmann, Wildenhainer Bruch) und 1934 (Totfund im Bereich Forstamt Doberschütz) ließen sich später, trotz intensiver Suche, nicht bestätigen. Auch im nächstgelegenen Vorkommen im Tresenwald bei Eilenburg wurde nach 1962 keine Kreuzotter mehr gefunden. Kreuzottern kommen auch in einigen Gebieten im Sächsischen Lössgefilde vor. Vorkommen existieren südöstlich von Leipzig, hier zum Beispiel im Oberholz bei Großpösna und in der Harth bei Otterwisch. Ein weiteres bemerkenswertes Vorkommen existiert am östlichen Stadtrand von Zwickau auf einer Industriebrache (Ronald Peuschel, mündl. Mitt.). Auch südlich und östlich von Pulsnitz kommt die Kreuzotter noch häufig vor, während weiter in südwestlicher Richtung beidseitig der Elbe keine aktuellen Nachweise mehr vorliegen.

Die Kreuzotter kommt in allen Höhenstufen vor, von circa 120 m ü. NN im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet bis in die hochmontane Stufe am Fichtelberg, oberhalb der 1.100-Meter-Höhenlinie. In den Bereichen oberhalb 400 m ü. NN ist sie mit höherer Vorkommensdichte vertreten (Teufert et al. 2022).

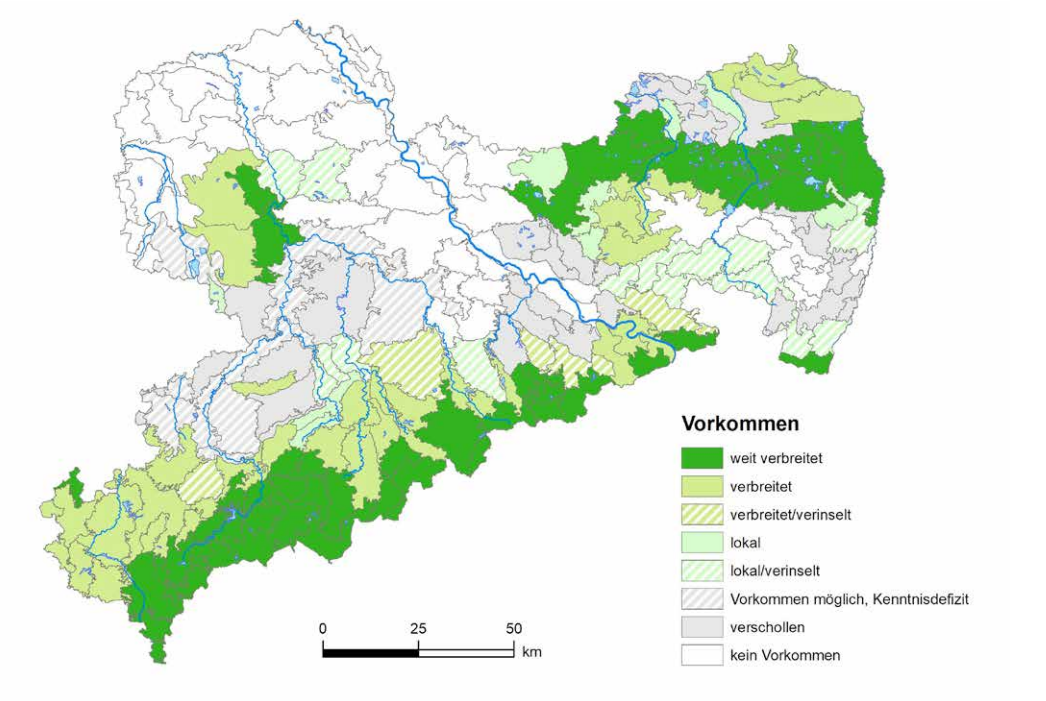


Abb. 6: Aktuelle naturräumliche Verbreitung der Kreuzotter in Sachsen auf Basis der Mesogeochoren (Teufert et al. 2022).

Gefährdung und Rückgang

Bereits Zimmermann (1922) beschreibt den Rückgang der Kreuzotter in der Dresdner Heide. Hier wurde im Jahr 1976 die letzte Kreuzotter nachgewiesen. Das von Zimmermann (1909) genannte Vorkommen am Rochlitzer Berg scheint ebenfalls längst erloschen zu sein. Alles Nachsuchen blieb erfolglos (Uwe Prokoph, mündl. Mitt.). In weiten Bereichen des Lössgefildes in Mittelsachsen, im Leipziger Land, in der Lommatzscher und Großenhainer Pflege sowie im Oberlausitzer Gefilde und in der Östlichen Oberlausitz gibt es große kreuzotterfreie Räume (Schiemenz 1995, Prokoph & Teufert 2004). Diese wurden bereits von Zimmermann (1922) herausgestellt. Sie haben sich aber inzwischen deutlich ausgeweitet. Diese Räume sind zum einen sehr stark von einer Ackernutzung hochwertiger Böden geprägt, die zum Beispiel in der Lommatzscher Pflege zeitlich sehr weit zurückreicht. Zum anderen sind sie wohl auch durch klimatische und weitere landschaftsökologische Gegebenheiten dieser Landschaften für die Kreuzotter eher ungeeignet.

In weiten Teilen Mitteleuropas gilt die Kreuzotter als stark gefährdet oder als vom Aussterben bedroht. Rund um Dresden sind die Dresdner Heide sowie der Friedewald und das Moritzburger Teichgebiet schon seit Jahrzehnten kreuzotterfrei. Lediglich in der Radeburg-Laußnitzer Heide blieb eine Tieflandpopulation der Kreuzotter erhalten (M. Schrack, pers. Mitt. 2023). Weil derzeit hoch aktuell, wollen wir über dieses Beispiel der Gefährdung des Reptils des Jahres ausführlicher berichten. Im Unterschied zu den inzwischen erloschenen Vorkommen beherbergt die Radeburg-Laußnitzer Heide noch großflächigere, kühl-feuchte Waldmoore als Sommergebiet. Zusammen mit den trockenwarmen Paarungs-, Brut-, Wurf- und Überwinterungsplätzen auf den benachbarten Kiesrücken bildet das sommerliche Jagdgebiet den Jahreslebensraum (Abb. 7). Schwinden die Moore als natürliche „Kühlschränke“ in der Landschaft, gehen die hydroklimatischen Bedingungen für das Vorkommen boreal-montan verbreiteter Tiere und Pflanzen unwiederbringlich verloren, darunter die Kreuzotter. Das derzeitige Verbreitungsbild der Moorbiotope und der Kreuzotter im sächsischen Tiefland verdeutlicht diesen Zusammenhang.

Kreuzotterschutz tut not!

Diesem Motto fühlen sich der Forstbezirk Dresden und die NABU-Fachgruppe Ornithologie Großdittmannsdorf seit den 1990er Jahren verpflichtet (M. Schrack, pers. Mitt. 2023). Aus dieser Gemeinsamkeit sind zahlreiche Projekte zur Wiedervernässung von Sommerjagdgebieten und zur Wiederherstellung von Sonn- und Paarungsplätzen auf trockenwarm-kiesigen Waldstandorten hervorgegangen.

Kiesabbau versus Kreuzotterschutz!

Der laufende und geplante Kiesabbau gefährdet unmittelbar und mittelbar den Fortbestand der Kreuzotterpopulation in der Radeburg-Laußnitzer Heide. Das in den Kiesrücken gespeicherte Wasser speist die



Abb. 7: Ein strukturreicher sonniger Kiefernwald bietet gute Sonnenplätze für die Kreuzottern. Foto: M. Schrack

Moore am Hangfuß. Selbst in den niederschlagsarmen, trockenheißen Sommermonaten der vergangenen Jahre gab es keine Wasserdefizite! Stabile Wasserversorgung, Verdunstungskälte, Kaltluftsenken, Spätfröste im Frühjahr und tiefe sommerliche Temperaturen – das sind die hydroklimatischen und hydrogeologischen Voraussetzungen für intakte Moore und deren Lebensgemeinschaften. Schwinden durch den Kiesabbau die Kiesrücken, verlieren wir die Waldmoore und auch den Jahreslebensraum der Kreuzotter. Eine Kreuzotter-Population hat einen Raumbedarf von 10–20 Quadratkilometer. Mit den bereits laufenden Kiesgruben würde der geplante „Kiessandtagebau-Würschnitz-West" diese Fläche weiter deutlich reduzieren. Deshalb ist es ein Gebot der Stunde, auf dieses Abbauvorhaben zu verzichten! Schon jetzt zeigen sich nachteilige Folgen:

Für die Erweiterung des laufenden Kiessandtagebaus „Würschnitz" ging 2017 ein Sonn- und Paarungsplatz von elf Kreuzottern unwiederbringlich verloren. Durch den Kiesabbau entstehen neue Erlebnis- und Erholungsräume für die Bevölkerung: Motocrossfahrer und motorisierte Badegäste an den Baggerseen benutzen unerlaubt die Waldwege. Eine Folge sind erhebliche Reptilienverluste. Nicht zuletzt zwingen die Planungen des großräumigen Kiesabbaus den Naturschutz, das Kreuzottervorkommen im bergrechtlichen Verfahren öffentlich zu machen. Im Sommer 2022 fiel ein Sonn- und Paarungsplatz mit 29 Kreuzottern einer Brandstiftung zum Opfer. Im Jahr 2023 gab es Hinweise auf die illegale Entnahme von Reptilien. Dass von einem Tag zum anderen zwei Weibchen fehlen und insgesamt in kurzer Zeit drei Weibchen und ein Männchen verschwinden, ist keinem Beutegreifer anzulasten. In den engen und deckungsreichen Schneisen mit guten Versteckmöglichkeiten entziehen sich die Schlangen weitgehend dem Zugriff (s. Bilder). Gefährlich sind allenfalls Wildschweine, die beim Aufwühlen des Bodens zufällig Kreuzotter erbeuten. Auch ein Abwandern der Kreuzottern von Sonnenplätzen kommt nicht in Frage. Größere Ortswechsel konnten in der Vergangenheit nicht nachgewiesen werden. Für die trächtigen Weibchen ist ein Ortswechsel ein energiezehrender und somit zu vemeidender Aufwand.

Literatur

Blum, J. (1890): Die Kreuzotter und ihre Verbreitung in Deutschland. - Abh. Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft ,15: 121–277.

DGHT (2018): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Deutschlands: *https://feldherpetologie.de/atlas/index*

DGHT Artensteckbrief (2013): *https://feldherpetologie.de/heimische-reptilien-artensteckbrief/artensteckbrief-kreuzotter-vipera-berus/*. Aufgerufen 22.10.2023.

Grosse, W.-R. (2019): Arbeitsatlas zur Erfassung der Lurche und Kriechtiere in Sachsen-Anhalt. Bibliografie der Herpetofauna Sachsens. – Landesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen beim NABU Landesverband Sachsen, Leipzig: 101 S.

Otte, N., D. Bohle & B. Thiesmeier (2020): Die Kreuzotter – ein Leben in ziemlich festen Bahnen. Beiheft der Zeitschrift f. Feldherpetologie (5). Laurenti-Verlag, Bielefeld.

Prokoph, U. & S. Teufert (2004): Verbreitung und Bestandssituation der Kreuzotter in Sachsen. – Mertensiella, 15: 125–130.

Schiemenz, H. (1985): Die Kreuzotter. Neue Brehm-Bücherei, Nr. 332. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 108 S.

Schiemenz, H. & R. Günther (1994): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands (Gebiet der ehemaligen DDR). – Natur u. Text, Rangsdorf, 143 S.

Schiemenz, H., Biella, H.-J., Günther, R. & W. Völkl (1996): Kreuzotter – *Vipera berus*. – In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Gustav Fischer Verlag, Jena.

Teufert, S. (2002): Die Herpetofauna im Landkreis Bautzen – historische und aktuelle Situation. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz, Görlitz 10: 51–56.

Teufert, S., Berger, H., Kuschka, V. & W.-R. Grosse (2022): Reptilien in Sachsen. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 184 S.

Völkl, W. & B. Thiesmeier (2002): Die Kreuzotter, ein Leben in festen Bahnen? – Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 5. Laurenti Verlag, Bielefeld, 159 S.

Westermann, A. (2015): Kreuzotter. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 4: 525–536.

Zimmermann, R. (1909): Die Kreuzotternfrage. – Wochenschrift Aquarien-Terrarienkunde 6, Beilage Lacerta: 88.

Zimmermann, R. (1922): Ein Beitrag zur Lurch- und Kriechtierfauna des ehemaligen Königreichs Sachsen. – Archiv für Naturgeschichte, Abt. A 88 (8): 245–267.

Kontakt zu den Autoren:

PD Dr. Wolf-R. Große
LFA Feldherpetologie und Ichthyofaunistik
Landesverband NABU Sachsen
Akazienweg 5
06188 Landsberg
E-Mail:wolf.grosse@gmx.net und
lfa-feldherpetologie@nabu-sachsen.de

Matthias Schrack
Hauptstr. 48 a
01471 Radeburg
fg-grossdittmannsdorf@web.de

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	12–22	Leipzig, 2023

Zum Balz- und Paarungsverhalten des Monchique-Feuersalamanders *Salamandra salamandra crespoi* Malkmus, 1983

Andreas Püwert & Claus Püwert

Zusammenfassung

Vom 29.10. bis 31.10.2021 wurde im Süden Portugals in der Ostalgarve im trockengefallenen Flussbett der Ribeira de Menalva von der Quelle Fonte de Benémola bis 2 km flussaufwärts das Balz- und Paarungsverhalten des Monchique-Feuersalamanders *Salamandra salamandra crespoi* untersucht. Während der drei Nächte konnten insgesamt 66 adulte Feuersalamander bei der Balz beobachtet werden. Davon wurden 7 als Männchen und 56 als Weibchen bestimmt. Die Tiere positionierten sich hierbei in einer charakteristischen Balzhaltung, meist exponiert auf größeren Steinen und zeigten dabei im Vergleich zu Individuen von *Salamandra s. salamandra/terrestris* keinerlei Fluchtverhalten. Es konnten einige Sequenzen der Paarung beobachtet werden. Die Beobachtungen zum Fortpflanzungsverhalten werden diskutiert.

Einleitung

Die genetische Variabilität und phänotypische Variation des Feuersalamanders wurden in den letzten Jahrzehnten intensiv erforscht. Eine daraus folgende Aufspaltung in mehrere Arten und Unterarten ist noch nicht abgeschlossen und wird weiterhin kontrovers diskutiert. Der Vergleich systematischer phylogenetischer und morphologischer Untersuchungen unter Einbeziehung spezieller Verhaltensweisen einzelner Populationen wird auch künftig nötig sein, um die Taxonomie und Systematik der Feuersalamander weiter zu komplementieren. Während mehrere Unterarten relativ gut untersucht sind, ist zu anderen unsere Kenntnis noch lückenhaft. Die Erforschung einiger Verhaltensweisen des Feuersalamanders im mediterranen Raum wird durch die nächtliche Hauptaktivitätszeit, die lange Ästivation und die unregelmäßigen Niederschläge erschwert. Dies betrifft insbesondere den Vorgang der Balz und Paarung. Den größten Erkenntnisgewinn über das Fortpflanzungsverhalten des Feuersalamanders verdanken wir der Haltung und Zucht in Terrarien (z. B. Zeller 1891, van Leeuven 1907, Fleck 2009). Freilandbeobachtungen der Balz und Paarung des Feuersalamanders sind auch heute noch selten. Nach Thiesmeier (2004) sind solche schwierig und daher die Ausnahme. Noch in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts war über die Fortpflanzung kaum etwas bekannt und eine Paarung von niemandem beschrieben worden (Brehm 1892). Während

einer Forschungsreise im Oktober/November 2021 im südlichen Portugal wurden von den Autoren in der östlichen Algarve in einer Population des Monchique-Feuersalamanders Beobachtungen zu Balz und Paarung dokumentiert, welche im Folgenden vorgestellt werden.

Methode

Während vorausgegangener Expeditionen stellten die Autoren deutliche morphologische Unterschiede zwischen verschiedenen Populationen des Monchique-Feuersalamanders in den algarvischen Gebirgen fest. Ziel der aktuellen Forschungsreise im Jahr 2021 war daher die vergleichende Untersuchung von Alttieren des Monchique-Feuersalamanders aus der Serra de Monchique, der Serra do Caldeirão und dem Karstgebiet des Barrocal. Dazu wurde vom 28.10. bis 2.11.2021 gezielt nach Adulti vom Feuersalamander in den Autoren bereits bekannten Habitaten gesucht.

Nach dem ersten beobachteten Balzverhalten an der Fonte Benémola wurden am 29.10. von 10.00 bis 11.30 Uhr geeignet erscheinende Balzbereiche im Habitat ausgewählt. Hierbei wurden das Flussbett der Ribeira de Menalva oberhalb der Fonte Benémola bis zur Einmündung zweier größerer Bäche und einige Wegabschnitte, welche durch Hochwasser mit Flussschotter überfrachtet waren, als besonders günstig angesehen. Diese Areale wurden in den darauffolgenden Nächten mit leuchtstarken Stirnlampen abgegangen, auf Sicht die Anwesenheit von Feuersalamandern kontrolliert und gezielt auf Balz- und Paarungsverhalten geachtet. Das Untersuchungsgebiet wurde auf drei Tages- und drei Nachtexkursionen vom 29.10. bis 31.10.2021 begangen. Während der Tagesexkursionen wurden Aufnahmen zur Flora, Geologie, Hydrologie und Topographie angefertigt. Die Nachtexkursionen erfolgten von 22.30 bis 0.00 Uhr, 22.30 bis 0.30 Uhr und 18.45 bis 22.00 Uhr (alle Angaben in Westeuropäischer Zeit).

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) befindet sich im Süden Portugals in der Ostalgarve. Es umfasst ein Gebiet von etwa 14 ha im Landschaftsschutzgebiet „Benémola“ nördlich der Kreisstadt Loulé zwischen den Orten Tôr und Querença (Abb. 1). Das UG wird vom Fluss Ribeira de Menalva durchquert. Dieser bildet sich aus den Bächen Ribeira dos Moinhos und Ribeira di Rio Seco und mündet nach etwa 5 km in den Fluss Algibre. Der Oberlauf und alle Nebenbäche sind von Juni bis Oktober ausgetrocknet. Erst ab der Quelle Fonte de Benémola führt die Menalva aufgrund längere Zeit wasserschüttender Quellen und der Stauung des Flusses durch mehrere Dämme ganzjährig Wasser.

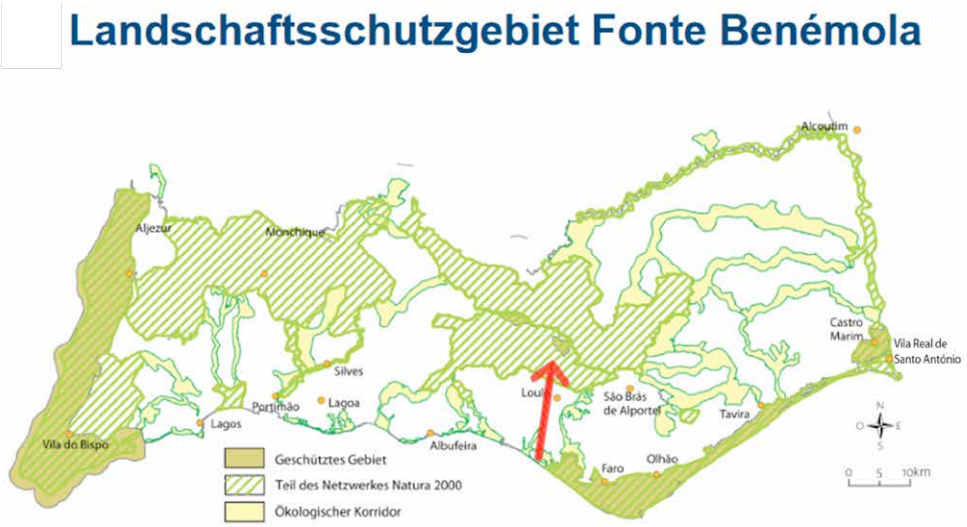


Abb. 1: Lage des Landschaftsschutzgebietes „Fonte Benémola“. Foto: A. & C. Püwert

Das UG liegt im Karstgebiet des Barrocal und gehört nach R. Malkmus zu den südlichsten Ausläufern von Salamandervorkommen in Portugal (R. Malkmus, schriftl. Mitteilung 24.11.2021).

Der untersuchte Flussabschnitt liegt auf einer Höhe von 150 m ü. NN, die umgebenden Höhenzüge steigen bis auf 260 m ü. NN. Die Ufervegetation besteht aus Spanischem Rohr *Arundo donax*, Tamariske *Tamarix africana*, Johannisbrotbaum *Ceratonia siliqua*, Oleander *Nerium oleander*, Silberweide *Salix alba*, Korkeiche Quercus *suber*, Steineiche *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*, Kermeseiche *Quercus coccifera*, Erdbeerbaum *Arbutus unedo*, Olive *Olea europaea* var. *sylvestris*, Lorbeerblättrigem Schneeball *Viburnum tinus*, Immergrünem Kreuzdorn *Rhamnus alaternus*, Zwergpalme *Chamaerops humilis*, Rosmarin *Rosmarinus officinalis*, Schopflavendel *Lavandula stoechas*, Rauer Stechwinde *Smilax aspera* und Mittelmeer-Brombeere *Rubus ulmifolius*.

Das trockengefallene Flussbett mit einer Fläche von 12.000 m² ist vollständig von Schotter bedeckt. Dieser besteht aus unterschiedlichen Gesteinsarten, wie rotem Sandstein, Grauwacke, Quarzit, Kalk, Dolomit und Schiefer, welche aus dem Barrocal und der Serra do Caldeirão angespült werden. Stellenweise sind die Schotterbänke durch Kiesbereiche und größere Steine und Felsen aus Kalkstein unterbrochen. Dazwischen befinden sich solitäre Tamarisken und Vegetationsinseln aus Tamariske, Oleander und Silberweide (Abb. 2). Die außerhalb des UG



Abb. 2: Ausgetrocknetes Flussbett der Menalva kurz oberhalb der Fonte Benémola am 30.10.2021. Foto: A. & C. Püwert

liegenden Bereiche im Landschaftsschutzgebiet „Benémola“ bestehen aus genutzten und brachliegenden Fruchtbaumhainen, Resten von Primärwäldern, Macchia, Felswänden und Blockschutthalden. Das Gelände ist stellenweise sehr schwer zugänglich. Insbesondere die Galeriewälder des Flusses sind ausgesprochen dicht bewachsen und durch ein Gestrüpp aus Mittelmeer-Brombeere und Rauer Stechwinde fast undurchdringlich. Das dahinter sehr steil ansteigende Gelände ist nur auf den Verebnungsflächen der obersten Flussterrasse, welche als Fruchtbaumhain genutzt wird, begehbar.

Klima und Wetter im Untersuchungszeitraum

Ein erster kurzer Schauer mit kaum nennenswertem Niederschlag erfolgte Mitte September. Am 28.10.2021 lag die Tageshöchsttemperatur bei 29 °C, die Nachttemperatur bei 20 °C, es war wolkenlos und niederschlagsfrei. Der 29.10. brachte mit 23 °C um 10.30 Uhr den ersten kurzen Regenschauer. Um 19.00 Uhr setzte Dauerregen ein, welcher erst am 1.11.2021 endete. Die Tagestemperatur lag bis dahin bei 23 °C, die Nachttemperatur bei 18 °C. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt etwa 850 mm und fällt i. d. R. von Oktober bis März. Die Niederschlagsmengen weichen relativ häufig extrem ab. In manchen Jahren verteilen sie sich auf 6 bis 7 Monate, in anderen beschränken sie sich auf einen Zeitraum von 8 bis 10 Wochen (Malkmus 1999).

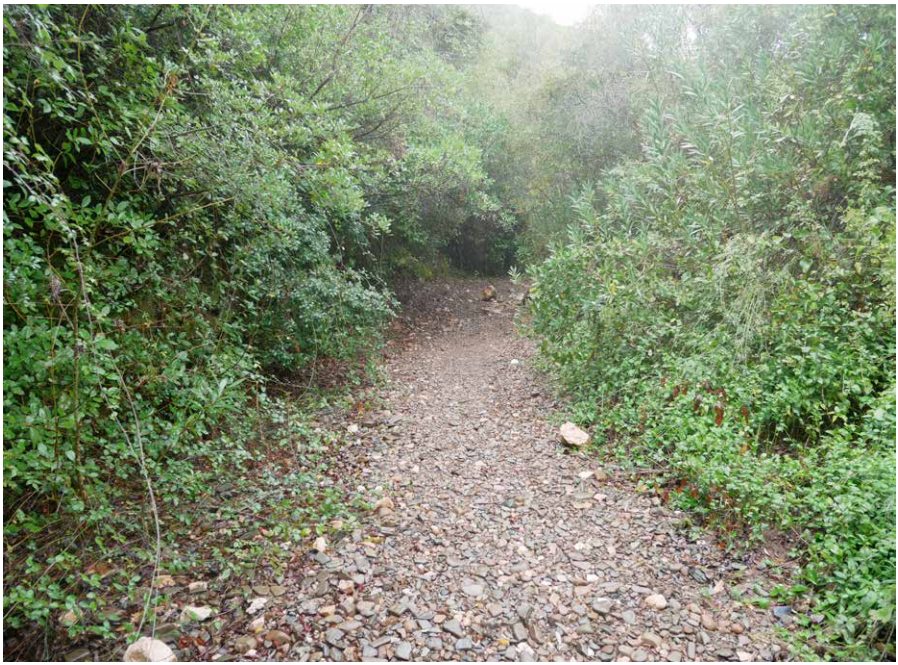


Abb. 3: Abschnitt einer als Wanderweg genutzten Flussterrasse, die bei mittlerem Hochwasser regelmäßig überschwemmt wird. Foto: A. & C. Püwert

Ergebnisse

Ein erstes deutlich erkennbares Balzverhalten zeigte ein Weibchen, welches am 29.10. um 23.00 Uhr auf einer Flussschotterfläche (Abb. 3) oberhalb der mittleren Hochwasserlinie gegenüber der Quelle Fonte de Benémola entdeckt wurde. Das Tier stand regungslos mit auffällig aufgerichtetem Oberkörper auf einem größeren Kieselstein. Trotz längerem Fotografieren und Beleuchten mit zwei Stirnlampen kam es zu keinerlei Fluchtreaktion. Nach dem Untersuchen und Vermessen lief es ruhig in die Ufervegetation davon. Etwa 1 km flussabwärts wurden zwei weitere Weibchen mit der gleichen Verhaltensweise dokumentiert, die an der Einmündung eines Baches auf einem mit Flussschotter überdeckten Weg oberhalb der mittleren Hochwasserlinie saßen.

Am 30.10. wurden im trockengefallenen Flussbett der Ribeira de Menalva von der Quelle Fonte de Benémola bis 1 km flussaufwärts von 22.30 bis 0.30 Uhr insgesamt 27 Feuersalamander, davon 3 Männchen und 24 Weibchen, bei der Balz erfasst. Ein weiteres Weibchen wurde an der gleichen Stelle wie am 29.10. gefunden. Alle Tiere wurden jeweils

minutenlang beobachtet, fotografiert und zur Geschlechtsbestimmung untersucht. Für eine eingehende Untersuchung wurden sie entnommen und in der darauffolgenden Nacht wieder am Ursprungsort freigelassen. Auffallend war, dass kein einziges Tier irgendeine Fluchtreaktion zeigte.



Abb. 4: Balzendes Männchen am 31.10.2021. Foto: A. & C. Püwert

Am 31.10 wurden von 18.45 bis 20.45 Uhr im trockengefallenen Flussbett der Ribeira de Menalva von der Quelle Fonte de Benémola 2 km flussaufwärts bis zur Einmündung der Bäche Ribeira dos Moinhos und Ribeira di Rio Seco 30 Feuersalamander, davon fünf Männchen und 25 Weibchen, bei der Balz und Paarung erfasst. Auch diese Tiere zeigten keinerlei Fluchtreaktion. Nach dem Vermessen und Untersuchen wurden sie wieder an die gleiche Stelle zurückgesetzt und blieben dort regungslos sitzen! Von 20.45 bis 22.00 Uhr wurden zwei Weibchen an der gleichen Stelle wie am 29.10. und auf der linken Flussseite, ebenfalls auf einer Schotterfläche welche als Weg genutzt wird, drei Weibchen beobachtet.



Abb. 5: Balzendes Weibchen am 31.10.2021. Foto: A. & C. Püwert

Während der drei Nächte vom 29. bis 31.10.2021 konnten somit insgesamt 66 adulte Feuersalamander bei der Balz und der Paarung beobachtet werden. Davon wurden sieben als Männchen (Abb. 4) und 56 als Weibchen (Abb. 5) bestimmt. In den drei Nächten waren jeweils unterschiedliche Tiere am Balzplatz. Keines der Tiere wurde zweimal festgestellt. Die Gesamtlänge der Tiere lag zwischen 15,5 und 22,5 cm. Das trockene Flussbett und Wege entlang des Flusses wurden als „Balzarena“ genutzt. Jeweils zwei Männchen und Weibchen liefen vom Rand in die Mitte der Balzfläche. Insgesamt 17 Tiere standen regungslos auf der flachen Schotterfläche (Abb. 6) und 42 erhöht auf

Steinen (Abb. 7). Beide Geschlechter zeigten die gleiche Balzhaltung (Abb. 8). Die Salamander positionierten sich mit hoch aufgerichtetem Oberkörper, ausgestreckten Vorderbeinen und angehobenem Kopf. Die Beine wurden leicht nach innen gedreht und die Zehen deutlich gestreckt. Der Schwanz lag seitlich leicht gekrümmt. Durch diese Haltung waren sie von allen Seiten sehr gut sichtbar. Dieser Effekt wurde auf größeren Steinen extrem verstärkt, besonders wenn diese isoliert auf einer weiten Schotterfläche lagen. Ein Tier trafen wir auf einem 60 cm hohen Felsbrocken an (Abb. 9). Eine Paarung konnte um 20.22 Uhr dokumentiert werden. Das Männchen war unter das Weibchen gekrochen und zeigte bereits durch das seitliche Hin- und Herbewegen seines Schwanzes



Abb. 6: Balzendes Tier auf der Schotterfläche. Foto: A. & C. Püwert



Abb. 7: Erhöhte Balzposition auf Stein. Foto: A. & C. Püwert



Abb. 8: Balzhaltung. Foto: A. & C. Püwert



Abb. 9: Balzstelle auf Felsbrocken. Foto: A. & C. Püwert

eine fortgeschrittene Paarungsphase an (siehe Arnold 1987). Ein weiteres Männchen lief auf die beiden zu, worauf diese den Vorgang ohne eine Spermatophorenabgabe abbrachen (Abb. 10). Ein anderes Männchen lief um 22.43 Uhr zielgerichtet auf ein sich in Balzstellung befindliches Weibchen zu. Durch unsere Anwesenheit gestört, kam es zu keiner weiteren Balz- oder Paarungshandlung. Die 57 Feuersalamander auf der Strecke von 2 km des trockengefallenen Flussbettes der Ribeira de Menalva waren unregelmäßig verteilt. Als „Balzarena“ wurden ausschließlich reine Schotterflächen mit einzelnen eingestreuten größeren Steinen und Felsen genutzt. Blockbereiche und Stellen mit einer größeren Anzahl von Felsen wurden dagegen gemieden. Die Tiere waren wenige Meter (minimal 2 m) bis zu 50 m voneinander entfernt. Einige Abschnitte, welche eine besonders gute Übersicht boten, wurden bevorzugt und es bildeten sich „Balzgruppen“. An einem Flussbereich von 6 m Breite und 50 m Länge wurden 10 Tiere gezählt (Abb. 11).



Abb. 10: Paarung vom Monchique-Feuersalamander. Foto: A. & C. Püwert



Abb. 11: Balzbereich von 10 Tieren im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebietes. Foto: A. & C. Püwert

Diskussion

Publikationen zum Fortpflanzungsverhalten des Feuersalamanders beschäftigten sich bislang fast ausschließlich mit dem Paarungsakt (z. B. Klewen 1985, Dietrich 1999). Ein überwiegender Teil davon betrifft Beobachtungen in Terrarien. Beobachtungen zur Balz wurden gelegentlich erwähnt (z. B. Kammerer 1907), Arbeiten dazu sind jedoch äußerst rar. Werner et al. (2015) schrieben: "Es wird häufig beobachtet, dass die Männchen in aufgerichteter Stellung an einem exponierten Platz, von wo aus sie einen guten Überblick haben (oft auf Verkehrswegen), nach Weibchen Ausschau halten." Die Verfasser beschäftigen sich schon Jahrzehnte intensiv mit dem Feuersalamander. Paarungen im Freiland wurden schon mehrfach, insbesondere bei *Salamandra s. salamandra/terrestris* dokumentiert. Auch das Positionieren auf erhöhten Stellen wurde von uns regelmäßig beobachtet und ist unseres Erachtens nach keineswegs selten. Eine ähnliche Pose wie die oben beschriebene Balzstellung von *S. s. crespoi* ist von uns ebenfalls auch in Einzelfällen im Thüringer Schiefergebirge und im Osterzgebirge registriert worden. Doch flüchteten in diesen Fällen die Tiere sowohl am Tag als auch nachts sofort bei Annäherung des Beobachters, auch wenn diese langsam geschah. Wurde unerkannt aus größerem Abstand beobachtet, verharrten die Salamander trotzdem nur wenige Sekunden in dieser Position.

Das davon abweichende, hier von uns beschriebene Balzverhalten des Monchique-Feuersalamanders im Karstgebiet des Barrocal ist insofern aus mehrfacher Sicht von Interesse. Einerseits erscheint die Zahl von 66 Alttieren, welche während dreier Nächte am Balzgeschehen beteiligt waren und die alle die gleiche Verhaltensweise zeigten, bemerkenswert. Berichte von balzenden Salamandern betrafen bisher stets nur Einzeltiere. Als außergewöhnlich muss außerdem das Fehlen jeglichen Fluchtverhaltens gewertet werden. Im gleichen Zeitraum untersuchte Populationen im benachbar-

ten Gebiet des Monchique-Gebirges zeigten die für mitteleuropäische Feuersalamander „typische Verhaltensweise“. Während einige Tiere eine Ruhehaltung einnahmen, lief die Mehrzahl der Tiere im Gelände (Bach, Wiese, Laubwald) umher. Bei einem Abstand zwischen 2 und 5 m ergriffen sie im Schein der Stirnlampe die Flucht. Auch Monchique-Feuersalamander im Caldeirão-Gebirge und an der Fonte Benémola, welche nicht am Balz- und Paarungsgeschehen beteiligt waren, zeigten dieses Fluchtverhalten. Besonders Tiere aus den beiden letzten Gebieten erreichten hierbei enorme Geschwindigkeiten! Dieses wurde auch von anderen Beobachtern dokumentiert. R. Malkmus bestätigte „...die enorme Geschwindigkeit dieser schlanken Form, oft störend beim Fotografieren...“ (schriftl. Mitteilung, 24.11.2021).

Bemerkenswert erscheint auch der hohe Anteil der Weibchen an den Balzplätzen in der Ostalgarve. Bisherige Berichte über Feuersalamander, welche in der oben genannten Balzposition angetroffen wurden, schilderten ausschließlich Männchen, welche beim Erscheinen von Weibchen diese mit Ausdauer verfolgten und anschließend ein Paarungsakt stattfand. Das oben beschriebene Balzgebiet an der Ribeira de Menalva befindet sich in einem Primärlebensraum. Die Menalva ist in diesem Abschnitt ein Wildfluss und befindet sich strukturell in einem sehr naturnahen Zustand. Im gleichen Laichgewässer kommen die Maurische Bachschildkröte (*Mauremys leprosa*), die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) und mehrere Fischarten syntop vor. Außerdem leben hier die eingeführten Unterarten der Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta scripta* und *T. s. elegans*) sowie der aus Nordamerika stammende Lousianakrebs (*Procambarus clarkii*) als potenzielle Prädatoren. Die Schotterfläche des untersuchten Flussabschnittes bildet mit 12.000 m² die weitaus größte Offenfläche im 14 ha großen UG. Für die Monchique-Feuersalamander ist dieser, eine gute Übersicht bietende Platz wohl äußerst attraktiv. Im angrenzenden Caldeirão-Gebirge als auch in der Serra de Monchique finden sich im Umfeld der Gebirgsbäche, welche als Laichgewässer genutzt werden, dagegen nur Straßen und Wege als größere Freiflächen.



Abb. 12: Mittlerer Teil des Untersuchungsgebietes mit Balzarena im Hintergrund. Der Blockbereich im Vordergrund wurde dagegen nicht zur Balz genutzt. Foto: A. & C. Püwert

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Rudolf Malkmus für die Bereitstellung von Literatur und wertvollen Hinweisen. Weiterhin danken wir Marko Olias für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

Arnold, S. J. (1987): The comparative ethology of courtship in Salamandrid Salamanders. 1. *Salamandra and Chioglossa*. – Ethology, 74: 133–145.

Brehm, A. E. (1869): Illustriertes Thierleben. Eine allgemeine Kunde des Thierreichs. Band 5, Reptilien: Kriechthiere, Lurche & Fische. – Verlag des Bibliographischen Instituts, Hildburghausen.

Dietrich, N. (1999): Jahreszyklus der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) des Neißetales – Landkreis Löbau-Zittau. – Elaphe, 7 (2): 62–65.

Fleck, J. (2009): Bemerkungen zu Nordafrikanischen Feuersalamandern (*Salamandra algira*) und der iberischen *Salamandra*-Unterart *Salamandra s. longistris* sowie die Haltung und Nachzucht von *S. algira tingitana*. – Amphibia, 8 (2): 10–14.

Kammerer, P. (1907): Über den Copulationsakt der Erdmolche (*Salamandra* Laur.). – Zoologischer Anzeiger, 32 (2): 33–36.

Klewen, R. (1985): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris Lacépède*, 1788) an einer isolierten Population im Kreise Paderborn. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster, 47: 1–51.

Malkmus, R. (1999): Die Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Südost-Portugal. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 6: 103–133.

Thiesmeier, B. (2004): Der Feuersalamander. – Supplement 4 der Zeitschrift für Feldherpetologie, Laurenti-Verlag, Bielefeld.

van Leeuven, W. (1907): Über die Aufnahme der Spermatophoren bei *Salamandra maculosa* Laur. – Zoologischer Anzeiger, 31 (21/22): 649–653.

Werner, P., Schulte, U. & A. Kwet (2015): Der Feuersalamander – Lurch des Jahres 2016. – In: Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde e. V. (Hrsg.): Lurch des Jahres 2016. Aktionsbroschüre: 5–28.

Zeller, E. (1891): Über den Copulationsact von *Salamandra maculosa*. – Zoologischer Anzeiger, 14: 292–293.

Kontakt zu den Autoren:

Andreas und Claus Püwert
Lochmühlenweg 10
09618 Brand-Erbisdorf
andreaspuewert@gmx.de

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	23-31	Leipzig, 2023

Fotodokumentation des Schlingaktes einer Ringelnatter *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) an einem Grasfrosch *Rana temporaria* (Linnaeus, 1758) in einem Gartenteich

Guntram Deichsel

Zusammenfassung

In einer Serie von Fotografien wird der Schlingakt einer Ringelnatter, die einen Grasfrosch in einem Gartenteich erbeutet hatte, dokumentiert. Als Abwehrreaktion spreizt der Frosch einen Arm ab, während der andere Arm mitsamt dem Kopf bereits verschluckt ist. Die Schlange überwindet dieses Hemmnis durch Rotation der Beute um deren Körperachse im Maul. Dadurch legt sich der abgespreizte Arm quasi-spiralig um den Körper und kann dann mit verschlungen werden. Die Zeitspanne vom Ergreifen der Beute bis zum vollständigen Verschlingen erstreckt sich über 70 Minuten. Das Rückenmuster der Ringelnatter besteht aus einem blassen otternähnlichen Zickzackband, eine selten auftretende Variante.

Einleitung

Gartenteiche, die nach ökologischen Gesichtspunkten gestaltet wurden, bieten exzellente Möglichkeiten, das Leben im und am Wasser unter naturnahen Bedingungen über längere Zeitspannen hinweg zu beobachten. Der große Vorteil dabei ist, dass Störungen durch zufällig vorbeikommende Spaziergänger entfallen, welche die beobachteten Tiere zur Flucht veranlassen könnten. Mein Hausgartenteich am Stadtrand von Biberach an der Riß (Baden-Württemberg, 48.0931N, 9.8111E, Seehöhe 580 m) besteht aus einem quaderförmigen Tiefwasserteil von 3 m² Fläche und 80 cm Tiefe, an den sich an zwei Seiten ein polygonaler Flachwasserteil von 6 m² Fläche und maximal 50 cm Tiefe anschließt. Im Sommer 2021 wurde die Kautschukteichfolie undicht und der Wasserstand sank in beiden Teilen auf etwa die Hälfte. Dies veranlasste die im Teich siedelnden Wasserfrösche *Pelophylax esculentus* und *Pelophylax lessonae* abzuwandern. Bis heute fand sich wegen Personalmangels kein Teichbaubetrieb, der den Teich sanieren könnte. Damit der Tiefwasserteil nicht zur tödlichen Falle für Kleintiere wird, behängte ich dessen Wände mit Teichmatten aus Kokosfaser. Pflanzkästen, die bewachsene Uferabschnitte an den senkrechten Wänden des Flachwasserteils simuliert hatten, entfernte ich. An einigen Stellen schichtete ich Wackersteine als Ausstiegshilfen auf. Im Frühjahr 2022 laichten weiterhin Berg-, Teich- und Fadenmolche (*Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*



Abb. 1: Zustand des Gartenteichs am 9. August 2022 mit Trockenmauer im beschatteten Hintergrund. Foto: G. Deichsel

und *L. helveticus*), Erdkröten (*Bufo bufo*) und Grasfrösche (*Rana temporaria*) in dem im doppelten Wortsinn „heruntergekommenen" Teich, der aber offenbar weiterhin und zu meiner Freude seine ökologische Funktion als Laichgewässer erfüllte (Abb. 1).

Beobachtung

In der über sechs Wochen andauernden Trockenheit der Sommerhitze im Jahr 2022 mit Temperaturen bis 35 °C rehydrierten sich gelegentlich Grasfrösche im Teich. Am 9. August 2022 um 15:50 Uhr bemerkte ich zufällig eine Hauskatze, die vom Rand aus einen Vorgang im Tiefwasserteil interessiert beobachtete. Ich trat hinzu, was sie zur Flucht veranlasste und entdeckte dann eine ca. 80 cm lange Ringelnatter, die sich im Gewirr der Unterwasservegetation einen Grasfrosch gegriffen hatte. Ich eilte ins Haus, um meine Kamera, eine Lumix FZ 1000, zu holen und den weiteren Verlauf des erwarteten Schlingaktes sekundengenau dank der miterfassten Bild-Metadaten zu doku-

mentieren. Fotografische Herausforderungen entstanden dabei durch die spiegelnde Wasseroberfläche, die den Autofokus foppte und der starke Hell-Dunkelkontrast von beschatteten und besonnten Bereichen, der digital nur unbefriedigend auszugleichen war. Deswegen haben einige Bilder nur Dokumentationsqualität ohne den üblichen Anspruch an gutes Bildmaterial.

Der Fressakt spielte sich zunächst zwischen den Tauchpflanzen unter Wasser ab und war deswegen nicht zu fotografieren. Erst um 16:15 Uhr tauchte die Schlange, die ihren Fangbiss zwischen den Hinterbeinen des Froschs angesetzt hatte, auf um Luft zu holen (Abb. 2). Dabei stemmte sich der Frosch mit seinen Armen gegen die Wandungen einer Falte der Teichfolie. Beim Bemühen, ihre Beute aus dieser Sperrposition zu befreien, verwand sich die Schlange, so dass die Bauchseite sichtbar wurde (Abb. 2/16:15:52) und legte danach eine kurze Ruhepause wieder in Bauchlage ein (Abb. 2/16:16:00).

Zur Vorbereitung des Schlingaktes arbeitete sich der Kopf der Schlange in kleinen Seitwärtsschritten des Unter- und Oberkiefers zum Kopf des Froschs vor. Abb. 2/16:16:06 zeigt einen Flankenbiss über das rechte Hinterbein des Froschs hinweg und in Abb. 2/16:16:22 ist der rechte Arm überwunden und der Kopf befindet sich bereits im Maul. Danach taucht der Kopf der Schlange wieder ab und wendet den Frosch im Gegenuhrzeigersinn um seine Körperachse bis der Kopf von der linken Seite her ergriffen ist und der rechte Arm frei absteht. Dies kann als Abwehrreaktion des Froschs interpretiert werden.

In Abb. 2/16:18:32 ist der Kopf des Froschs seitlich mit linker Körperseite nach oben ergriffen, wobei beide Arme anscheinend kraftlos nach unten hängen. Zum eigentlichen Schlingakt wird die Beute auf das Steilufer des Tiefwasserteils des Teichs gezerrt, wobei Falten der Teichfolie und der Teichmatte als Halt gebendes Bodenrelief genutzt werden. Hier wird der Frosch wieder im Gegenuhrzeigersinn auf die rechte Körperseite gewendet, wobei Kopf und rechter Arm des Froschs überschlungen sind. Der Frosch wehrt sich weiterhin gegen das Verschlingen durch Abspreizen des linken Arms (Abb. 2/16:19:48). Dieses Hemmnis kann von der elastischen Verbindung zwischen Ober- und Unterkiefer in den rund zweieinhalb Minuten offenbar nicht überwunden werden. Daraufhin wendet die Schlange weiter ihre Beute, so dass die Bauchseite zu sehen ist (Abb. 2/16:24:20). Deren weitgehende Farb- und Zeichnungslosigkeit identifiziert das männliche Geschlecht des Grasfroschs. Durch vollständige Drehung des Froschs um seine Körperachse bei gleichzeitigen Schluckbewegungen legt sich der freie Arm quasi-spiralig um den Körper.



Abb. 2: Die Schlange hat den Fangbiss zwischen den Hinterbeinen des Froschs angesetzt. Foto: G. Deichsel

Damit löst die Schlange die „Armbremse“ ihrer Beute und der Schlingakt kann im Wasser fortgesetzt werden (Abb. 3). In Abb. 3/16:47:30 ist der Körper des Froschs bereits bis zu den Lenden geschluckt, in Abb. 3/16:50:00 bis zum Becken. Blutspuren im Kloakenbereich markieren die Stelle des Fangbisses. In Abb. 3/16:54:32 sind dann die Oberschenkel geschluckt. Die Beförderung der komplett verschluckten Beute bis zum Magen erfordert sichtbare Muskelarbeit (Abb. 3/16:56:06). Nach Abschluss des Schlingaktes (Abb. 3/17:02:16) erklettert die Schlange die Teichmatte des Tiefwasserteils bis zum Flachwasserteil des Teichs. Sie durchschwimmt diesen (Abb. 3/17:04:22) auf der Suche nach Möglichkeiten, ihn zu verlassen (Abb. 3/17:06:56). Schließlich erklettert die Schlange eine der eigens für solche Bedürfnisse angelegte Aufschichtung von Wackersteinen in einer Ecke (Abb. 3/17:09:06), um danach Schutz im Hohlraum hinter einer Fuge der angrenzenden Trockenmauer für die Verdauungsruhe zu suchen. Trotz mehrmals täglicher intensiver Suche konnte ich die Ringelnatter während der nachfolgenden 14 Tage nicht mehr am oder im Gartenteich beobachten

Diskussion

Während die Zahl angebotener Einzelbilder von fressenden Ringelnattern recht häufig ist – es gibt dafür einen regelrechten Markt, z.B. auf *www.alamy.com*, der auch Überraschungen bietet, z.B. eine Blindschleiche *Anguis fragilis* als Beute einer Ringelnatter, was z.B. Kabisch (1999) erwähnt – sind vollständige Dokumentationen von Schlingakten selten. Ringelnattern wenden unterschiedliche Strategien an zur Bewältigung großer Anuren als Beutetiere, die ihrerseits über unterschiedliche Abwehrstrategien verfügen. Kröten blähen sich auf und vergrößern sich dadurch. Oft stemmen sie zusätzlich die Hinterbeine gegen den Boden und erheben damit die hintere Körperpartie, was die Angriffsfläche für einen Fangbiss vergrößert und die Schlange zögern lässt, zuzubeißen. Diese Reaktion wird offenbar optisch durch Form und Bewegung eines schlangenähnlichen Tiers ausgelöst. So konnte ich dies in meinem Hausgarten bei einer jungen Erdkröte, an der ein großer Regenwurm (!) vorbeikroch, beobachten. Gelingt es der Schlange, den Kopf einer Kröte zu ergreifen, so verhindert der aufgeblähte Leib das Verschlingen zunächst. In einem solchen Fall harrt die Schlange oft über eine halbe Stunde aus, bis ihre Beute erlahmt und Luft ablässt, oder das Schlangenmaul „wandert“ durch alternierendes Seitwärtsschieben des Ober- und Unterkiefers bis zu einem



Abb. 3: Fortsetzung des Schlingaktes im Wasser. Foto: G. Deichsel

Fuß der Beute und beginnt von dort den eigentlichen Schlingakt, der dann die Luft aus dem Opfer presst. Schneider (2020) zeigt dazu ein kommentiertes unvollständiges Video einer Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*), die beim Verschieben des Mauls vom Kopf zu einem Bein gestört wurde und deshalb von ihrer Beute abließ. Ritter et al. (2021) berichten von einer Ringelnatter, die eine Kröte zu einem Viertel vom Kopf aus verschlungen hatte, dabei vom Beobachter gestört wurde, worauf sie die inzwischen leblose Beute wieder auswürgte und ein Versteck aufsuchte. Nach etwa anderthalb Stunden kehrte die Schlange zurück, ergriff den Kadaver, auf den inzwischen Fliegen Eier abgelegt hatten, und schleppte ihn in ein Versteck. Frösche suchen sich durch Sprünge zu retten, werden aber verfolgt und dabei gelingt es einer Ringelnatter oft, einen Fangbiss an einem oder beiden Beinen anzusetzen. Ein Anonymus (2020) dokumentiert in einem Video den vollständigen Schlingakt einer Ringelnatter, die einen Grasfrosch an einem Bein ergriffen hatte. Der Frosch wehrt sich dabei durch Sprungversuche mit dem freien Bein. Dies hindert die Schlange nicht daran, ihre Beute von hinten zu verschlingen.

In meiner Beobachtung setzt die Schlange vermutlich beim Stöbern in der dichten Unterwasservegetation und deshalb nicht sichtbar den Fangbiss in der Kloakenregion des Froschs zu einem unbekannten Zeitpunkt an. Sie harrt damit mindestens 25 Minuten aus, bis sie auftaucht und mit den bereits oben erwähnten Seitwärtsbewegungen des Ober- und Unterkiefers das rechte Bein und die Flanke überschlingt bis der rechte Arm und der Kopf verschluckt sind. Als Abwehrreaktion sperrt der Frosch seinen linken Arm senkrecht zum Körper, was für die Schlange zunächst ein großes Hindernis darstellt, das in den zweieinhalb Minuten nicht überwunden werden kann. Darauf rotiert die Schlange ihre Beute um ihre Achse gegen den Uhrzeigersinn bei gleichzeitigen Schluckbewegungen, wodurch sich der freie Arm quasi-spiralig an den Körper anlegt und mit verschluckt werden kann. Die weiteren Schluckbewegungen erfolgen „regelrecht“ in Bauchlage des Frosches. Ich hatte das große Glück, den ganzen Schlingakt bei freier Sicht beobachten zu können. Üblicherweise verschlingen Schlangen ihre Beute in Deckung, da sie ansonsten leicht selbst Opfer von Beutegreifern werden können.

Die Rückenzeichnung

Auf einigen der Bilder ist die blasse Rückenzeichnung der Ringelnatter deutlich sichtbar: ein Zickzackband, das in seiner Form an das einer Kreuzotter (*Vipera berus*) erinnert. Frommhold (1954) zeigt diese Zeichnungsvariante in einem Bild einer juvenilen Ringelnatter auf Seite 93 seines Buches und weist auf diese Besonderheit hin. Kabisch (1999) benennt das nord-östliche Deutschland als Häufungsregion dieser „otternartigen" Zeichnung von Jungtieren und zitiert Hellmich (1956) in gleichem Sinne für die Alpenregion. Dieser Autor vermutet dort klimatische Gründe für die volle Ausschöpfung des Färbungs- und Zeichnungsspektrums der Ringelnatter auch für Adulttiere – von regulär gefärbten und gezeichneten Tieren über Melanoiden, die picturata-Variante sowie Tiere mit dem hier dokumentierten Zickzackmuster. Nach den von Kabisch ebenfalls zitierten Autoren Nilson & Andrén (1981) weist rund ein Drittel der Gotland-Population in Schweden die letztere dieser Zeichnungsvarianten auf.

Abstract

The swallowing behaviour of a Grass Snake preying upon a Common Frog in a garden pond is documented in a series of photographs. As a counteraction the frog stretches out one arm perpendicular to its body while the other arm is already swallowed together with the head. The snake overcomes the obstacle of the free arm by rotating the frog's head in its mouth. By this movement the arm aligns to the body in a quasi-spiral manner, allowing for further swallowing. The predation spanned 70 minutes, from seizing the prey to the completion of the swallowing. The dorsum of the Grass Snake displays a pale zigzag adder-like pattern, a rare morph.

Danksagung

Gary Nafis besorgte die Durchsicht der englischen Zusammenfassung. Frank Glaw war mir bei der Literaturbeschaffung hilfreich. Die Redaktion der Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen bedankt sich bei der Deutschen Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde, AG Schlangen und speziell bei Ralf Hörold für die Möglichkeit des Nachdruckes des Artikels aus der Zeitschrift ophidia, Jahrgang 17 (2023), Heft 1, Seite 2–9.

Literatur und digitale Medien

Anonymus (2020): Grass Snake hunting a Frog. Video online: *https://www.youtube.com/watch?v=QHQMyqQbAow*, eingesehen am 11.09.2022

Frommhold, E. (1954): Heimische Lurche und Kriechtiere. – Die neue Brehm-Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg/Lutherstadt.

Hellmich, W. (1956): Unsere Ringelnatter in den Alpen. – Jahrbuch Verein Schutz der Alpenpflanzen und -tiere, 21: 63–68.

Kabisch, K. (1999): *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) – Ringelnatter. – In Böhme, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. – Band 3/IIA: Schlangen II, Aulaverlag, Wiesbaden.

Nilson, G. & C. Andrén (1981): Morphology and taxonomic status of the grass snake, *Natrix natrix* (L.) (Reptilie, Squamata, Colubridae) on the island of Gotland, Sweden. – Zoology Journal Linnean Society, 72: 355–368.

Ritter, A., A. Nöllert, H. BringsØe & A.M. Durso (2021): *Natrix natrix* (Common European Grass Snake). Re-swallowing regurgitated prey. – Herpetological Review 52(4): 879. Online: *https://www.researchgate.net/publication/357403549_Natrix_natrix_Common_European_Grass_Snake_Re-swallowing_regurgitated_prey/link/624fb4c4d726197cfd451c1d/download*, eingesehen am 11.09.2022

Schneider, W. (2020): Seltenes Schauspiel in Altenhundemer Garten: Ringelnatter erbeutet Kröte. Online: *https://www.lokalplus.nrw/lennestadt/seltenes-schauspiel-in-altenhundemer-garten-ringelnatter-erbeutet-kroete-43125*, eingesehen am 11.09.2022

Kontakt zum Autor:

Guntram Deichsel
Friedrich-Ebert-Str. 62
88400 Biberach an der Riß
E-Mail: guntram.deichsel@gmx.de

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	32–49	Leipzig, 2023

Der Dreistachlige Stichling *Gasterosteus aculeatus* als Nahrung der Östlichen Ringelnatter *Natrix natrix*

Mathias Jaschhof

Zusammenfassung

Der Dreistachlige Stichling wird nicht nur gelegentlich zur Beute der Ringelnatter, sondern kann lokal die Hauptnahrung dieser Schlangenart bilden. Dies belegt Beobachtungsmaterial von der schwedischen Ostseeinsel Öland, das über mehrere Jahre hinweg gesammelt wurde. Die besondere Attraktivität der Beuteart liegt offenbar in ihrer Häufigkeit im Beobachtungsgebiet. Die Stachelbewehrung des Stichlings hat keine vergrämende Wirkung auf den Prädator, bereitet aber erwartungsgemäß Probleme beim Verschlingen. Die hier vorgelegte Dokumentation stützt nach Ansicht des Autors die These, dass die Ringelnatter hinsichtlich ihres Nahrungsverhaltens kein Froschlurch-Spezialist ist, sondern ein anpassungsfähiger Generalist, der Amphibiennahrung bei reichlicher Verfügbarkeit bevorzugt.

Einleitung

Ringelnattern erbeuten dem Schrifttum zufolge nur ausnahmsweise Dreistachlige Stichlinge. Feldbeobachtungen auf der schwedischen Ostseeinsel Öland zeigen jedoch, dass dieser Fisch trotz seiner Bewehrung zur Hauptnahrung der Schlange avancieren kann. Ein lokales Phänomen? Und wie kann es erklärt werden? Dieser Beitrag wirft mehr Fragen auf als er beantworten kann. Vor allem aber dokumentiert er ausführlich einen bislang wenig bekannten Aspekt der Ringelnatter-Biologie.

Nahrungserwerb der Ringelnatter

Unter den Europäischen Wasser- oder Schwimmnattern der Gattung *Natrix* Laurenti, 1768 gilt die Ringelnatter *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) gemeinhin als Prädator von Amphibien. Auch Fische, andere Wirbeltiere und ausnahmsweise Invertebraten gehören zum Nahrungsspektrum. Während Übersichtsartikel zur Biologie der Ringelnatter diesbezüglich ein einhelliges Bild zeichnen, finden sich in der Spezialliteratur auch andere Akzente. In ihrer Analyse der Nahrungszusammensetzung italienischer Ringelnattern kommen Luiselli et al. (2005) zu dem Ergebnis, dass die Hauptnahrung von Population zu Population stark variiert, wobei offenbar stets diejenige Beuteart bevorzugt wird, die am jeweiligen Ort am häufigsten und damit am leichtesten zu erlangen ist. In der genannten Studie waren dies zumeist Amphibien, im

Falle einer Ringelnatterpopulation in einer wenig strukturierten Agrarlandschaft jedoch eine Wühlmausart. Daraus schlussfolgern die Autoren, dass die Ringelnatter weniger als Froschlurchspezialist betrachtet werden sollte, sondern eher als anpassungsfähiger Generalist, der Amphibiennahrung bevorzugt. Die hier geschilderten Freilandbeobachtungen von der schwedischen Ostseeinsel Öland weisen in die gleiche Richtung.

In taxonomischer Hinsicht ist zu beachten, dass seit 2017 in Europa drei parapatrisch verbreitete Ringelnatterarten unterschieden werden: die Iberische Ringelnatter *Natrix astreptophora* (Seoane, 1884) der Iberischen Halbinsel, die Barrenringelnatter *Natrix helvetica* (Lacépède, 1789) Westeuropas und die Östliche Ringelnatter *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) Mittel- und Osteuropas (siehe dazu den Beitrag in dieser Zeitschrift von Große 2019). Während schwedische Ringelnattern *N. natrix* zuzuordnen sind, kommen in Italien sowohl *N. helvetica* als auch *N. natrix* vor, wobei letztere auf das nordöstliche Italien beschränkt ist, wo sie mit *N. helvetica sicula* (Cuvier, 1829) in einer schmalen Hybridisierungszone in eingeschränktem, bidirektionalem Genaustausch steht (Asztalos et al. 2021). Ob und inwiefern sich all diese Taxa nahrungsbiologisch unterscheiden, sind derzeit ungeklärte Fragen.

Im vorliegenden Artikel wird das Erbeuten und Fressen von adulten Dreistachligen Stichlingen *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 durch Ringelnattern beschrieben und diskutiert (Abb. 1). Die hier geschilderten Beobachtungen suggerieren, dass die im Brackwasser Ölands sehr zahlreich zur Reproduktion schreitenden Stichlinge die bevorzugte, wenn nicht gar die einzige Beuteart der im Küstenbereich lebenden Ringelnattern sind. Im Lichte der Erkenntnisse von Luiselli et al. (2005) mag ein derartig opportunistisches Nahrungsverhalten nicht überraschen, doch bleibt eine gewisse Verwunderung darüber, dass ein so stark bewehrtes Beutetier (möglicherweise) zur Hauptnahrung werden kann. Die Literatur weiß dazu wenig zu sagen (s.Diskussion) und man gewinnt den Eindruck, dass die Stichlingsjagd eher als kuriose Ausnahme denn als wenig bekannter Teilaspekt der Ringelnatter-Biologie betrachtet wird (Kabisch 1999, Braeuner & Witt 2022). Auch eine frühere Publikation des Autors reiht sich in diesem Sinne ein (Jaschhof 2015). Nicht auszuschließen ist, dass sich *Natrix natrix* diese spezifische Nahrungsquelle erst in jüngerer Zeit und dann in einem geografisch relativ eng begrenzten Raum erschlossen hat (s. Diskussion).

Wie alle Stichlinge der Familie Gasterosteidae besitzt der Dreistachlige Stichling statt Schuppen Knochenplatten, von denen einige als Basis für 3 (selten 4) vor der eigentlichen Rückenflosse gelegene Stacheln fungieren; auch die paarigen Bauchflossen tragen jeweils einen kräftigen Stachelstrahl. Dieser veritablen Bewehrung aus abgespreizten Stacheln (Abb. 2) wird eine

vergrämende Funktion zugeschrieben, die räuberische Fische (vor allem Hecht *Esox lucius* Linnaeus, 1758 und Flussbarsch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) vom tödlichen Zugriff abhalten soll. Im Falle der Prädation durch Vögel ist dieser Abwehrmechanismus praktisch wirkungslos, was im Beobachtungsgebiet vor allem Möwen (Laridae) und Seeschwalben (Sternidae) überzeugend demonstrieren. So ziehen die hier nistenden Küsten- und Zwergseeschwalben *Sterna paradisaea* Pontoppidan, 1763 und *Sternula albifrons* (Pallas, 1764) ihren Nachwuchs vornehmlich mit Stichlingen groß (Beobachtung des Autors, Abb. 3 und 4). Wie im Folgenden gezeigt, versagt die Bewehrung auch im Falle der Prädation durch Ringelnattern.

Im Beobachtungsgebiet sind beide hier betrachtete Arten, die Jägerin als auch der Gejagte, regelmäßig und zahlreich anzutreffen. Bezogen auf die Ringelnatter ist das keine triviale Feststellung, ist die Art doch in weiten Teilen Schwedens im Rückgang begriffen (Hagman et al. 2012). Anders der Dreistachlige Stichling: Hier beobachtet man seit den 2010er Jahren einen dramatischen Anstieg der Ostseepopulation, wobei die Küstengewässer der Kalmar-Öland-Gotland-Region zu den am dichtesten besiedelten Gebieten gehören (Olsson et al. 2019).

Beobachtungsgebiet und -umstände

Alle Beobachtungen und Fotos stammen von der knapp 1.350 km² großen Insel Öland, die vom südöstlichen schwedischen Festland (Blekinge und Småland) durch den etwa 3 km breiten Kalmarsund getrennt ist. Öland, geomorphologisch gesehen ein flache, nach Osten hin leicht abfallende Hochebene (maximal 57 m über Meeresniveau), besteht aus kambrisch/



Abb. 1: Jägerin und Gejagter *in situ*. Die am Gewässergrund stöbernde Ringelnatter nimmt den nur wenige Zentimeter über ihr schwimmenden Stichling nicht wahr. Umgekehrt zeigt die potentielle Beute statt Fluchtverhalten eher Neugier (10. Juli 2023). Alle Fotos: M. Jaschhof



Abb. 2: Das leblose, halb verschluckte Stichlingsweibchen spreizt die Bruststachel und die beiden hinteren Rückenstachel ab (10. Juli 2023).



Abb. 3: Eine Küstenseeschwalbe beim Verschlucken eines eben erbeuteten Stichlings (16. Juli 2023).



Abb. 4: Rüttelflug einer Zwergseeschwalbe auf Stichlingsjagd (10. Juli 2023).

ordovizischen Sedimentgesteinen (zumeist harter, schwer verwitternder Kalkstein), nur geringmächtig und teilweise überlagert von nacheiszeitlich abgelagertem Moränenmaterial. Das milde, trockene Klima der Insel trägt sowohl ozeanische (Temperatur) als auch kontinentale (Niederschlag) Züge. Insbesondere der als UNESCO-Weltkulturerbe geschützte südliche Inselteil, der auch das berühmte Große Alvar (*Stora alvaret*) einschließt, wird von Naturfreunden als reich strukturierte Kulturlandschaft mit ungewöhnlich hoher Biodiversität geschätzt und entsprechend zahlreich besucht. Der Ringelnatter stehen verschiedenartige Feuchthabitate zur Verfügung, sowohl im Inneren der Insel als auch entlang der Hunderte Kilometer langen, vergleichsweise gering verbauten Ostseeküste. Das engere Beobachtungsgebiet ist eine südlich vom Gut Ottenby an Ölands Südspitze (*Södra udde*) gelegene kleine Meeresbucht, die dem Wärterpersonal des Leuchtturms *Långe Jan* einst als Bootshafen diente, bevor Verlandungsprozesse dieser Nutzung ein Ende bereiteten (Abb. 5).



Abb. 5: Ölands Södra udde mit dem Leuchtturm *Långe Jan*, der sich in der ehemaligen Hafenbucht spiegelt. Am rechten Bildrand die offene Ostsee nach Südosten. Nahe des kleinen roten Schuppens in der linken Bildhälfte befindet sich der Hauptaktionsraum der Ringelnattern (16. Juli 2023).



Abb. 6: Das Ringelnatter-Habitat und Beobachtungsgebiet etwa bei Normalwasser. Im Hintergrund die offene Ostsee nach Süd-Südwesten (16. Juli 2023).



Abb. 7: Eine Ringelnatter begibt sich auf Unterwasserjagd, ohne von ihrem tauchenden Artgenossen Notiz zu nehmen (10. Juli 2023).



Abb. 8: Verschiedene Farbmorphen der Ringelnatter kommen im Beobachtungsgebiet nebeneinander vor (10. Juli 2023).

Hier, im ehemaligen Hafenbereich, findet die Ringelnatter auf kleinstem Raum ihre wichtigsten Habitatansprüche erfüllt (Abb. 6). Das lenitische, brackige (ca. 0,7% Salzgehalt) Flachgewässer dient als Jagdrevier; Kalksteinplatten und Felsblöcke sowie ein grobkiesiger Strand und sein von Rindern extensiv beweidetes Hinterland bieten Sonnenplätze; eine lange Naturstein-Trockenmauer steht als Tagesversteck und Winterquartier zur Verfügung; Ansammlungen angespülten Tanges bieten sich potentiell als Eiablageplatz an. Das Gewässer mit seinem teils schlammigen, teils steinigen, mit Grün- und Braunalgen bewachsenen Grund dient dem Dreistachligen Stichling als Laichhabitat. Die Nester werden sowohl in deckungsarmen Arealen als auch im Schutz der Kalksteinplatten ("Halbhöhlen") angelegt. Gemessen an der beobachteten Individuendichte könnte das Gebiet dem jeweiligen Idealhabitat der beiden Arten nahe kommen. So konnten mehrfach maximal fünf gleichzeitig jagende Ringelnattern festgestellt werden (Abb. 7 und 8), während die Stichlingsdichte trotz intensiver Prädation (neben Ringelnattern und Küstenvögeln auch Fische unbestimmter Art) nicht abzunehmen scheint. Über den Beobachtungszeitraum (2014–2023) hinweg hat sich der Gebietszustand praktisch nicht verändert (Ottenby ist Naturschutzgebiet). Immer wieder kommt es windbedingt zu Schwankungen des Wasserstandes, die aber keine gravierenden oder anhaltenden Veränderungen nach sich ziehen. Bemerkenswerterweise hat der beträchtliche Tagesbesucherverkehr in *Södra udde*, dessen Höhepunkt von Ende April bis Mitte August in die Phase der höchsten Ringelnatter-Aktivität fällt, keinen erkennbar negativen Einfluss auf das hier geschilderte Geschehen. Obwohl kein Wegezwang besteht, wird die Hafenbucht wenig belaufen oder anderweitig gestört. Von Vorteil ist, dass die Schlangenvorkommen (außer der Ringelnatter tritt im Gebiet auch die Kreuzotter *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) individuenreich auf) keine Popularität genießen und von den allerwenigsten Besuchern überhaupt bemerkt werden. Wenn überhaupt, ist es der Fotograf, der beiläufige Aufmerksamkeit erregt.
Das auch im Sommer klare, 5–30 cm tiefe Flachwasser bietet dem fotografierenden Beobachter nahezu Aquariumbedingungen für das Studium und die Dokumentation der Räuber-Beute-Interaktionen. Windarme Tage mit glatter, ungestörter Wasseroberfläche und eine im Rücken stehende, den Wasserkörper bis zum Grund durchdringende Sonne sind für die Beobachtung besonders geeignet. Ein vorsichtiger, schnelle Bewegungen vermeidender Beobachter wird kaum als Störung wahrgenommen; mehrfach kam es vor, dass Ringelnattern direkt neben oder sogar unter dem still hockenden Fotografen in Ruhe gingen.
Die hier vorgelegte Dokumentation basiert auf unsystematischen, von keinerlei Datenerhebungen (Umweltparameter, Körperlänge, Gewicht usw.) begleiteten Feldbeobachtungen. Umfangreiches



Abb. 9: Die großen Kalksteinplatten am Ufer werden gerne zum Sonnen aufgesucht (16. Juli 2023).

Bilddokumentation

Die ersten Tauchgänge der Ringelnattern können von Ende Mai (frühestes Datum 24. Mai 2014) beobachtet werden. Während zunächst auch Weibchen jagend gesehen werden, sind es ab etwa Mitte Juni vorrangig (ausschließlich?) Männchen. Der Jagdtag beginnt mit einem ausgiebigen Sonnenbad, teils versteckt in der Vegetation, teils völlig frei und ungeschützt (Abb. 9). Während der wärmsten Stunden des Tages, etwa zwischen 11 und 14 Uhr, sind die Schlangen am agilsten und ist

Bildmaterial wurde an insgesamt neun Fototagen in drei verschiedenen Jahren gewonnen, wobei zwei Zoom-Objektive (24–105 mm bzw. 100–400 mm Brennweite) und ein Makroobjektiv (180 mm) zum Einsatz kamen. Die Geschlechtsbestimmung der Ringelnattern erfolgte nach Körpergröße und –form.



Abb. 10: Nur selten verraten tauchende Ringelnattern ihren Aufenthaltsort durch ringförmige Oberflächenwellen (15. Juli 2023).



Abb. 11 und 12: Stichlinge beobachten aus Nahdistanz die unter ihnen jagende Schlange (25. Mai 2014).



Abb. 13: Ein Bohrloch dient dieser Ringelnatter zum Auftauchen (und einer anderen später zum Abtauchen) unter einer Kalkplatte (10. Juli 2023).



Abb. 14: Die Jagd war erfolgreich (15. Juli 2023)!



Abb. 15–17: Atempause im freien Wasser (Abb. 15, 10. Juli 2023), gut versteckt in den Algenmatten (Abb. 16, 5. Juli 2021) und im Schutz eines Steinblocks (Abb. 17, 5. Juli 2021).

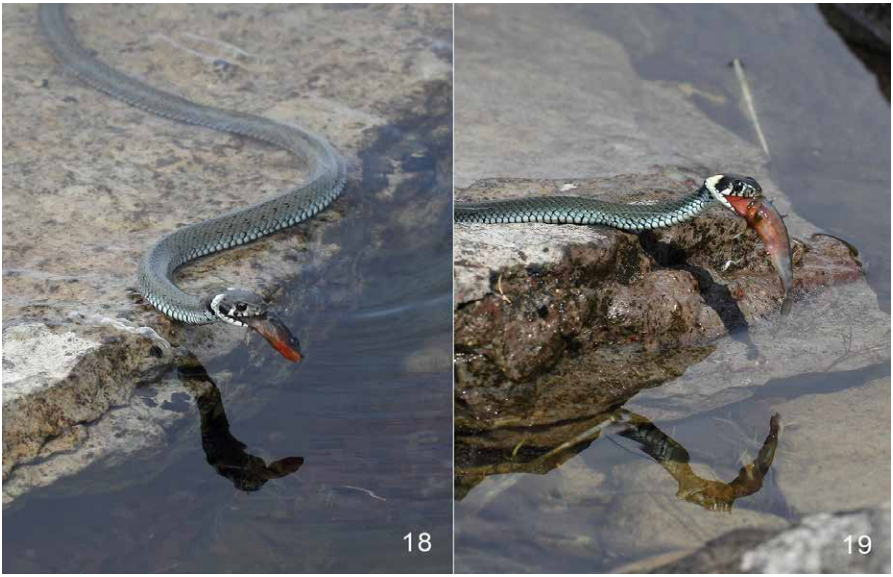


Abb. 18–19: Ringelnattern mit Beute streben dem Ufer zügig zu, wobei der Fisch manchmal am Schwanz- (Abb. 18), manchmal am Kopfende (Abb. 19) gepackt transportiert wird (15. Juli 2023).



Abb. 20: Ein schmaler Spalt zwischen zwei Kalksteinplatten dient als Versteck für eine ungestörte Mahlzeit (16. Juli 2023).



Abb. 21: Nur selten kann das Geschehen im Versteck beobachtet werden, so wie in diesem Fall (15. Juli 2023).



Abb. 22: Nur der Kopf des Beutefisches ragt noch aus dem Schlangenmaul; es sieht nach einer eher problemlosen Mahlzeit aus (15. Juli 2023).



Abb. 23: Die Brustflosse des Stichlings hat sich auf ungewöhnliche Weise im Maulwinkel der Schlange verhakt.



Abb. 24–26: Minutenlang windet sich der Schlangenkörper, ohne dass die Fischbeute weiter schlundabwärts transportiert werden kann.



Abb. 27: Der ausgewürgte Fisch wird erneut verschluckt, diesmal mit dem Kopf voran.



Abb. 28: Die Beute erweist sich auch im dritten Anlauf als zu sperrig und wird schließlich aufgegeben.

der Jagderfolg am größten. Dann wird auch das tiefere, nicht mehr einsehbare Zentrum der Bucht aufgesucht, wobei Strecken von 10–20 m an der Oberfläche schwimmend zurückgelegt werden. Es wurde nie beobachtet, dass schlängelnd-schwimmende Ringelnattern ihrerseits das Interesse von Prädatoren erregen (potentiell kommt hier vor allem der Graureiher *Ardea cinerea* Linnaeus, 1758 in Frage). Einmal abgetaucht, bleibt der gesamte Schlangenkörper in der Regel unter Wasser, nur selten stellen sich stöbernde Ringelnattern so steil auf, dass der hintere Körperteil die Wasseroberfläche durchstößt (Abb. 10). Ein Tauchgang, meist deutlich länger als eine Minute dauernd, führt die Schlange stets sofort zum Gewässergrund; im freien Wasser verharrende oder vorbeischwimmende Stichlinge erregen keinerlei Interesse (Abb. 11). Interessant ist, dass jagende Ringelnattern die anwesenden Stichlinge nicht sichtlich in Panik versetzen. Im Gegenteil: Mehrfach wurde beobachtet, dass die Fische der Schlange folgen und ihr Treiben aus Nahdistanz scheinbar neugierig beobachten (Abb. 1 und 12). Dagegen reagieren Ostseegarnelen *Paleamon adspersus* Rathke, 1837 so, wie man es erwarten würde: Die 4–5 cm langen Krebstiere stieben vor einer stöbernden Schlange wild auseinander, obwohl der Räuber sie völlig zu ignorieren scheint. Jagende Ringelnattern durchsuchen offensichtlich gezielt dichten Algenwuchs und das Höhlensystem unter Steinplatten, wo sie früher oder später – leider nie einsehbar – Beute machen. Dabei können Strecken von einigen Metern zurückgelegt werden, während dessen sich die Jäger der Sicht völlig entziehen, nur um plötzlich an unerwarteter Stelle wieder aufzutauchen – ohne (Abb. 13) oder mit Stichlingsbeute (Abb. 14). Bei der Jagd am Gewässergrund wechseln Phasen schnellen Stöberns mit Momenten der Regungslosigkeit. Längere, erfolglose Jagden werden immer wieder von Pausen zum Luftholen (und Ausruhen?) unterbrochen, bei denen oft nur der Kopf oder die Schnauze die Wasseroberfläche durchstößt (Abb. 15–17). Meist nach 30–60 Sekunden wird die Jagd fortge-

setzt. Gelegentlich werden längere Jagdpausen an Land eingelegt, wobei entweder ein schattiges Versteck aufgesucht oder ein Sonnenbad genommen wird. Taucht eine Ringelnatter mit Beute im Maul auf, ist sie sichtlich bestrebt, so schnell wie möglich das Ufer zu erreichen. Speziell beim Schwimmen mit erhobenem Vorderkörper werden enorme Geschwindigkeiten erreicht (Abb. 14), denen der Fotograf kaum folgen kann. Es scheint eine Sache des Zufalls zu sein, an welchem Körperteil die Stichlingsbeute gepackt und an Land transportiert wird (Abb. 14, 18–19). Ist das Ufer erreicht, wird zum Verschlingen manchmal ein Versteck aufgesucht, möglicherweise als Reaktion auf zu hastige Bewegungen des Fotografen, der das rasche Geschehen zu verfolgen sucht (Abb. 20–21). Häufiger erfolgt das Verschlingen – gut einsehbar – unmittelbar dort, wo die Schlange auf Land trifft, was entweder das Ufer oder ein aus dem Wasser ragender Steinblock sein kann. In der Regel ist die Beute immobilisiert; nur zweimal wurde beobachtet, dass der Fisch während des Verschlingens noch heftig mit dem Schwanz schlug, was die Schlange aber nicht zu beeinflussen schien.

Obwohl die Bewehrung des Dreistachligen Stichlings der Ringelnatter sichtliche Probleme beim Verschlingen bereitet, schützt sie den Fisch letztendlich nicht vor der Tötung durch die Schlange. Auch wenn dazu kein Protokoll geführt wurde, muss die Gesamtzahl der beobachteten erfolgreichen Jagdereignisse zwischen 30 und 40 liegen, wobei männliche und weibliche Stichlinge etwa zu gleichen Teilen erbeutet wurden. Einmal (23. Juli 2023) wurde eine an Land liegende Ringelnatter beobachtet, wie sie einen Klumpen Fischlaich herunterwürgte, der ihr zunächst zu beiden Seiten aus dem Maul quoll; es kann nur vermutet werden, dass es sich hierbei um Stichlingslaich gehandelt hat. Anderen Beutearten wurden nicht festgestellt, wobei am Beobachtungsort mindestens noch die Strandgrundel *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838)



Abb. 29: Ein Stachel des komplett verschluckten Stichlings droht die Kehlhaut der Schlange (siehe Pfeil) von innen zu durchdringen (7. Juni 2014).



Abb. 30: Während der verschluckte Stichling sich bereits rund 10 cm schlundabwärts befindet, reibt sich die Ringelnatter mit der entsprechenden Körperstelle an einem Stein (11. Juli 2023).

vorkommt (Beobachtung des Autors).

Selbstredend werden die Stichlingsstachel der Schlange dann zum Problem, wenn sie in Abwehrstellung aufgerichtet sind, was bei den erbeuteten Fischen nahezu immer der Fall ist. Wenngleich mit dem Kopf voran geschluckte Stichlinge offensichtlich weniger sperrig sind (Abb. 21), wird dennoch etwa ein Drittel der Beutefische vom Schwanzende her verschlungen. Dies gelingt in der Regel auch, allerdings erst nach großen "Mühen", wie im Folgenden näher beschrieben wird. Der hier ausführlicher dokumentierte Fall fällt dadurch aus dem Rahmen, dass die Ringelnatter mit der immobilisierten Beute ungewöhnlich lange zu kämpfen hatte und letztendlich sogar aufgab. Als die Schlange entdeckt wurde, hatte sie die Beute gerade an Land gebracht und – obwohl mit dem Schwanz voran – scheinbar erfolgreich so gut wie verschlungen (Abb. 22). Erst aus einem anderen Blickwinkel wird erkennbar, warum der Fisch nicht weiter "rutscht": Die Brustflossen haben sich im Maulwinkel der Schlange verhakt, sowohl mit den beiden abgespreizten Stachelstrahlen als auch mit der spitz auslaufenden, kaudad gerichteten Knochenplatte an der Flossenbasis (Abb. 23). Diese besondere Konstellation erweist sich nun als unüberwindbares Schluckhindernis (Abb. 24–26). Zwischenzeitlich wird der Fisch ausgespien (Abb. 27), gefolgt von einem zweiten und sogar dritten Schluckversuch, die – obwohl diesmal Kopf-voran (Abb. 28) – beide genauso scheitern wie der erste. Nach 37 Minuten gibt die Schlange schließlich auf, würgt den Fisch endgültig aus und kriecht davon. Auch wenn alle anderen beobachteten Fälle von Beutezugriffen nach wenigen Minuten mit dem erfolgreichen Verschlingen endeten, so zeigen doch mehrere Aufnahmen, wie die abgespreizten Flossenstrahlen des verschluckten Fisches die Schlangenhaut von innen strapazieren (Abb. 29). Häufig ist zu beobachten, dass sich Ringelnattern nach dem Verschlingen auffällig winden und reiben, offensichtlich um durch Muskelbewegungen den Schluckvorgang zu fördern (Abb. 30). Nach dem Verzehr eines Stichlings sucht die Ringelnatter entweder einen Ruheplatz auf oder setzt die Unterwasserjagd umgehend fort. Um die Monatswende Juli/August werden zunehmend weniger adulte Stichlinge und folglich auch jagende Ringelnattern beobachtet; dafür treten Schwärme junger Stichlinge (ca. 2 cm Körperlänge) auf, die aber als Schlangenbeute offensichtlich kein Interesse erregen.

Diskussion

Wie hier dokumentiert, ernähren sich mehrere (oder alle?) Individuen der beobachteten Ottenby-Population der Ringelnatter vorrangig (oder ausschließlich?) über die gesamte Beobachtungsperiode (Ende Mai bis Ende Juli) von adulten Dreistachligen Stichlingen. Obwohl

die Stachelbewehrung des Fisches der Schlange unübersehbar Probleme beim Verschlingen bereitet, wurden nie folgenschwere Verletzungen durch die Beute beobachtet. Die größte Gefahr für die Schlange geht offensichtlich von den aufgerichteten Stacheln eines verschluckten Stichlings aus, die durch unglückliche Umstände die Haut von innen durchstoßen, woraufhin die Jägerin an der steckengebliebenen Beute ersticken muss; solche fatal endenden Fälle scheinen aber nur selten vorzukommen (vgl. Braeuner & Witt 2022). Vielmehr deuten die Beobachtungen an der Ottenby-Population darauf hin, dass sich die Ringelnatter den hier häufig vorkommenden Dreistachligen Stichling als Hauptnahrungsquelle erschließen konnte. Dieser Fall von opportunistischem Nahrungserwerb ist zum einen deshalb bemerkenswert, weil es sich dabei um einen Fisch (und keinen Froschlurch) handelt, vor allem aber, weil die Beuteart als zu stark bewehrt erscheint, um als Hauptnahrung überhaupt in Frage zu kommen.

Die einschlägige Literatur zur Ringelnatter berichtet von keinem vergleichbaren Fall. Immerhin bemerken Nilson & Andrén (1981) für die kleine, vor Gotland gelegene Insel Lilla Karlsö, dass die dortige Ringelnatter-Population (als *N. natrix gotlandica* Nilson & Andrén, 1981 bezeichnet) die Küsten besiedelt, wobei im Meer schwimmende Schlangen häufig beobachtet werden und Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus* und/oder *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758), der Kleine oder Neunstachlige Stichling) nachweislich zum Nahrungsspektrum gehören. Claes Andrén (in litt., 30.8.2023) beobachtete viele Male, wie gotländische Ringelnattern im Meer Dreistachlige Stichlinge jagten, wobei die kleinen, schlanken Fische teilweise noch im Wasser (!) verzehrt wurden. Häufiger jedoch wird vor Gotland die invasive Schwarzmeer-Grundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) zum Opfer der Ringelnatter, was durch beeindruckende Filmaufnahmen dokumentiert ist (*https://youtu.be/gU5Y8S5_IPs*). Im Internet finden sich unkommentierte Fotobelege von Stichlinge fressenden Ringelnattern von Öland (*https://www.imago-images.de/fotos-bilder/natrix-sweden*) und den finnischen Åland-Inseln, am Eingang zum Bottnischen Meerbusen gelegen (*https://www.flickr.com/photos/joeljir/8985702371*).

Die insgesamt dürftige Datenlage wirft eine Reihe von Fragen auf, wie zum Beispiel folgende: (1) Wie lokal ist die beobachtete Nahrungsspezialisierung? Ist sie eine Öländische Besonderheit oder auf (bestimmte?) Ostseeinseln beschränkt? (2) Ist das Phänomen möglicherweise jüngeren Datums und steht im Zusammenhang mit der nachgewiesenen Zunahme des Dreistachligen Stichlings in der Ostsee seit den 2010er Jahren? (3) Haben Lerneffekte die Jäger so erfolgreich werden lassen? Mit anderen Worten, sind nur gelegentlich stichlingjagende Ringelnattern in höherem Maße verletzungsgefährdet? (4) Wird die seit Jahren als Hauptnahrung etablierte Beuteart aufgegeben, sollten andere, unbewehrte Nahrungstiere (vor allem Froschlurche) häufiger und

dadurch leichter verfügbar werden? Letztere Frage ist für Ottenby deshalb relevant, weil erfolgreiche Bestrebungen im Gange sind, die Wechselkröte *Bufotes viridis* (Laurenti, 1768) im Gebiet wieder anzusiedeln (*https://nordensark.se/nyhetsarkiv/arets-paddyngel-har-hittat-hem/*; *https://nordensark.se/nyhetsarkiv/nordens-ark-ber-allmanheten-om-hjalp-med-inventeringen-av-gronflackiga-paddor/*).

Man kann darüber spekulieren, ob der hier beschriebene Aspekt der Ringelnatter-Biologie bislang übersehen wurde, weil er im ursächlichen Zusammenhang mit dem erst in jüngerer Zeit erfolgten substantiellen Anstieg der Ostseepopulation des Dreistachligen Stichlings steht. Um diese Vermutung zu erhärten bzw. alternative Erklärungsansätze zu finden, wären weitere Recherchen und Freilanduntersuchungen nötig, die weit über die vom Autor gehegten Ambitionen und Möglichkeiten hinausgehen. Außer Frage steht, dass sich hier für Herpetologen (in Zusammenarbeit mit Ichthyologen?) ein interessantes Forschungsthema bietet, für dessen Bearbeitung u. U. nur ein relativ kleines Zeitfenster offen steht. Im mindesten möchte dieser Beitrag dazu anregen, bislang unpubliziert gebliebene Daten zum Phänomen "Dreistachliger Stichling als Nahrung der Ringelnatter" gezielt zusammenzutragen und die Quintessenz daraus in Übersichtsartikel zur Ringelnatter-Biologie einfließen zu lassen.

Summary

Known mainly as an anuran predator, the grass snake is here described to exploit three-spined sticklebacks as the main source of food. Based on recent field observations on Öland, an island in the Baltic Sea of southeastern Sweden, the hunting and feeding behavior of the snake is documented in detail, supported by numerous *in situ* photographs. Although much of this phenomenon remains to be clarified, data presently available indicate its regional (Baltic) nature, possibly arisen with the substantial increase of the stickleback´s Baltic Sea population in the 2010s. This interesting situation is argued to provide an excellent opportunity to scientifically study the behavior of an opportunistic predator in an autecological and evolutionary framework.

Danksagung

Mein Dank gilt Wolf-Rüdiger Große, dessen Interesse an der behandelten Thematik den Autor – von Haus aus Entomologe – dazu anregte, sich noch einmal intensiver mit den Ringelnattern Ölands zu beschäftigen. Claes Andrén, Ljungskile, Schweden, teilte bereitwillig seine Beobachtungen an gotländischen Ringelnattern und verwies auf die mit seiner Unterstützung entstandenen Filmsequenzen. Luca Luiselli, Rom, kommentierte das beschriebene Phänomen

und riet zur Publikation der Beobachtungen. Eike Amthauer von Smålands Herpetologiska Förening gab wertvolle Hinweise zur Thematik und unterstützte die Literaturrecherche. Andreas Stark, Halle (Saale), half bei der Literaturbeschaffung und kommentierte das abgeschlossene Manuskript.

Literatur

Asztalos, M., Glaw, F., Franzen, M., Kindler, C. & Fritz, U. (2021): Transalpine dispersal: Italian barred grass snakes in southernmost Bavaria. This far but no further! – Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research, 59: 1136–1148.

Braeuner, M. & Witt, C. (2022): Deadly snack: mortality of a European grass snake *Natrix natrix* while attempting to feed on a three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus*. – The Herpetological Bulletin, 161: 42–43.

Große, W.-R. (2019): Ringelnattern in Nordwest-Sachsen – eine endlose Geschichte? – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 20: 51–55.

Hagman, M, Elmberg, J., Kärvemo, S. & Löwenborg, K. (2012): Grass snakes (*Natrix natrix*) in Sweden decline together with their anthropogenic nesting-environments. – Herpetological Journal, 22: 199–202.

Jaschhof, M. (2015): Surt förvärvade måltider: en snoks envetna jakt efter storspigg. – Fauna & Flora, 110 (1): 28–35.

Kabisch, K. (1999): *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) – Ringelnatter. – S. 513–580. In Böhme, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3 / II A – Schlangen II. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Luiselli, L., Filippi, E. & Capula, M. (2005): Geographic variation in diet composition of the grass snake (*Natrix natrix*) along the mainland and an island of Italy: the effects of habitat type and interference with potential competitors. – Herpetological Journal, 15: 221–230.

Olsson, J., Jakubavičiūtė, E., Kaljuste, O., Larsson, N., Bergström, U., Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. & Byström, P. (2019): The first large-scale assessment of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) biomass and spatial distribution in the Baltic Sea. – ICES Journal of Marine Science, doi: 10.1093/icesjms/fsz78.

Kontakt zum Autor:

Dr. Mathias Jaschhof
Station Linné
Ölands Skogsby 161
386 93 Färjestaden
Schweden
E-Mail: mjaschhof@yahoo.de

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	50–81	Leipzig, 2023

Landhabitate von Kamm- und Teichmolchen und deren Einfluss auf individuelle und Populationsparameter

Annegret Grimm-Seyfarth, Wiebke Harms, Linda Mazoschek & Mathias Scholz

Zusammenfassung

Die Bedeutung von terrestrischen Lebensräumen für Amphibienarten, insbesondere Teich- und Kammmolchen, und deren Einfluss auf die Körperkondition, Aktivität und Reproduktion dieser Tiere, ist häufig nur partiell bekannt. Es wird betont, dass Amphibien auf intakte aquatische und terrestrische Lebensräume angewiesen sind, aber es gibt immer noch begrenztes Wissen über die terrestrische Lebensphase. Die vorgestellte Studie konzentriert sich darauf, die aquatischen und terrestrischen Lebensräume der beiden Molcharten zu charakterisieren und die Wechselwirkungen ihrer demografischen Parameter zu erkennen. Erste Ergebnisse zeigen, dass alte Laubbäume und deren Wurzelstöcke wichtige Landverstecke für diese Amphibienarten sind. Auch der Erhalt von Totholz und Bodenstreu in Wäldern könnte sich positiv auf die Lebensraumqualität auswirken. Im Allgemeinen ist die Qualität terrestrischer Lebensräume von entscheidender Bedeutung und ihr Verlust durch Entwässerungsmaßnahmen, Abholzungen und das Sterben von Baumarten, wie beispielsweise im Leipziger Auwald, gefährdet wiederum die Reproduktionsfähigkeit und führt zu einem Rückgang der Population. Zusätzlich muss eine hohe Qualität der aquatischen Fortpflanzungsgewässer hinsichtlich Vegetation und Besonnung für erfolgreiche Reproduktion erhalten bleiben. Die Ansprüche an die Habitatqualität auf Populationsebene kann nur durch langjährige Erfassungen und Auswertungen im aquatischen und terrestrischen Habitat gemeinsam beurteilt werden.

Einleitung

Amphibien sind die am stärksten bedrohte Klasse der Landwirbeltiere. Der Populationsrückgang wird vor allem verursacht durch die Zerstörung von Lebensräumen, den globalen Klimawandel, die Verdrängung durch Neozoen, Infektionskrankheiten und die intensive Landnutzung von Lebensräumen (Collins & Storfer 2003). Diese Vielzahl an Bedrohungen machen das Landschaftsmanagement für den Amphibienschutz zu einer schwierigen Aufgabe (Denoël & Ficetola 2008, Blaustein et al. 2011). Die meisten Amphibienarten reagieren sehr empfindlich auf Umweltveränderungen, da sie sowohl auf intakte aquatische als auch terrestrische Lebensräume angewiesen sind (Denoël & Ficetola 2008). Während geeignete Fortpflanzungsgewässer für das Überleben einer Art unabdinglich sind, spielt der

terrestrische Lebensraum für das Überleben während der Überwinterung, die individuellen Regenerationsphasen und auch für die Nahrungssuche eine wesentliche Rolle. Trotz des Wissens um diese Bedeutung gibt es jedoch noch zu wenige Erkenntnisse über die terrestrische Lebensweise (Grimm-Seyfarth & Harms 2020).

Die in Deutschland lebenden Amphibienarten verbringen den größten Teil ihres Lebenszyklus an Land. Je nach Art und Umweltbedingungen variiert die Aufenthaltsdauer in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen, wobei die Landhabitate als saisonale Verstecke und Wanderkorridore für alle Amphibien gleichermaßen wichtig sind. Sobald die Metamorphose der Larven abgeschlossen ist, verbringen sie den Rest ihrer Jugend- und Subadultenphase an Land. Landlebensräume dienen außerdem der Vernetzung von Habitaten, die vor allem für das Überleben von Tieren mit geringer Mobilität einen wichtigen Faktor darstellt (Langton et al. 2001). Um die Gefährdungsursachen von Amphibien und die beobachteten Rückgänge besser zu verstehen und gezielte naturschutzfachliche Maßnahmen zu planen, sollten Erfassungen daher sowohl im aquatischen als auch im terrestrischen Habitat durchgeführt werden.

Molche stellen aufgrund ihrer Lebensweise besonders kryptische Amphibien dar. Sie verlassen ihre Laichgewässer in feuchten Sommernächten und suchen Verstecke in nahen gelegenen strukturreichen Waldgebieten auf (Denoël & Ficetola 2008). Dabei bevorzugen sie Totholz, Kleinsäugerhöhlen und offene Räume unter großen Wurzeln (Schabetsberger et al. 2004, Gustafson 2011). Diese finden sie in lichten Laubwäldern mit vielfältiger Unterholzvegetation, die ein geeignetes Mikroklima und gute Bedingungen für die Nahrungssuche bieten können (Langton et al. 2001, Oldham et al. 2000). Die Erfassung von Molchen ist während ihres Reproduktionszeitraumes (in Deutschland ca. April bis Juni) vergleichsweise einfach, da zum Beispiel Wasserfallen hier sehr gute Fangzahlen liefern können (Kronshage & Glandt 2014). Speziell Unterwassertrichterfallen sind eine effektive Methode, um eine möglichst hohe Zahl an Molchen zu untersuchen (Baker et al. 1999, Ortmann et al. 2005). Ihr Nachweis an Land gestaltet sich erheblich komplizierter (Hill et al. 2005, Grimm-Seyfarth 2022). In dieser Studie wurde der Fokus auf die Charakterisierung der terrestrischen Lebensräume gelegt. Gleichzeitig wurde untersucht, welche Rolle der aquatische und der terrestrische Lebensraum an der individuellen Kondition, der Aktivität am Laichhabitat sowie der Reproduktionsaktivität von Teich- und Kammmolch spielen.

Materialien und Methoden

Untersuchungsgebiet und Fokusarten

Im Rahmen einer naturwissenschaftlichen Begleitforschung des Revitalisierungsprojekts „Lebendige Luppe“ (www.Lebendige-Luppe.de) wird seit dem Jahr 2018 ein jährliches Molchnmonitoring an Reproduktionsgewässern im Leipziger Auwald durchgeführt. Dieses wurde im Jahr 2020 erstmalig auf die Untersuchungsstandorte südlich der Neuen Luppe im Nordwesten des Landschaftsschutzgebietes Leipziger Auwald, dem Naturschutzgebiet Burgaue (Stadt Leipzig), ausgeweitet. Das NSG Burgaue (Abb. 1) hat eine Größe von 240,6 ha. Ursprünglich gebietsprägend sind die Fließsysteme von Weißer Elster und Luppe und die davon ausgehenden landschaftsdynamischen Prozesse, wie regelmäßige Überflutungen, erhebliche Grundwasserstandsschwankungen und Flusslaufverlagerungen. Als Auswirkung der Eindeichung und Kanalisierung in den 1930er Jahren und weiterer Maßnahmen im 20. Jh. ist die auentypische Wasserdynamik seit vielen Jahrzehnten nahezu vollständig eingeschränkt (Vlaic et al. 2017, Scholz et al. 2022). Ziel des Schutzes ist daher die Erhaltung eines Teilstücks der Elster-Luppe-Aue sowie die Erhaltung und Entwicklung der Standorte und Lebensräume der Flora und Fauna des Gebietes, insbesondere der Hartholzauen, Auwiesen und natürlichen Wasserstrukturen.

Im Laufe des 19. Jahrhunderts wurde in dem Gebiet in großem Umfang Ton zur Herstellung von Ziegeln abgebaut, was sich noch heute in Ziegeleien und großen Abgrabungsflächen, z.B. im Bereich nördlich von Gundorf und Böhlitz-Ehrenberg, zeigt. So befinden sich im NSG Burgaue etwa 14 ha dieser Tonabbaugebiete unterschiedlichen Alters. Die Bestände an der „Waldspitze“ wurden vermutlich erst um 1930 aufgegeben und sind damit relativ jung, während der „Hakenteich“, dessen Tonabbau um 1880 eingestellt wurde, zu den ältesten Gewässern dieses Typs gehört. Zur Wiedervernässung von Flächen in der nordwestlichen Aue wurde zwischen 1997 und 1999 der sogenannte „Burgauenbach“ angelegt. Der Bach verläuft in einem relativ dichten Tonbett und hat keine Verbindung zum Grundwasserleiter. Vorhandene temporäre wasserführende Senken wurden auf einer Länge von 5,4 km miteinander verbunden, wobei auf einer 300 m langen Strecke eine Biofilterstrecke mit Schilf angelegt wurde. Ein Regenwasserkanal und die „Kleine Luppe“ wurden mit einem Düker gekreuzt. Die angrenzenden Tümpel, die bis dahin vom Austrocknen bedroht waren, werden nun indirekt gespeist und sind seither nicht mehr ausgetrocknet. Im südöstlichen Teil der Waldspitzlachen gibt es einen Zulauf, durch den Wasser direkt aus dem Burgauenbach zugeführt werden kann. Er sollte verschlossen werden, wurde aber mehrfach beschädigt und bleibt aktuell offen. Durch die ständige Zufuhr von Drainagewasser haben die Waldspitzlachen nun einen dauerhaft hohen Wasserstand, der die ökologisch wichtige periodische Trockenheit zumindest der

Randbereiche verhindert. Nördlich der Waldspitzlachen fließt das Wasser durch den Bauerngraben in die Neue Luppe. Der Burgauenbach führt seit Abschluss der Arbeiten im April 1999 Wasser. Ein langsamer Abfluss sorgt dafür, dass das Wasser lange Zeit in der Aue verbleibt.

Im Fokus dieser Amphibienuntersuchungen liegen die beiden dort heimischen Molcharten, der Kammmolch (*Triturus cristatus*) und der Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*). Der Bestand des einst häufigen Kammmolches geht (nicht nur im Leipziger Auwald) seit Jahren stark zurück. Auch beim eher häufigen Teichmolch nehmen die Bestände seit einigen Jahren deutlich ab (Denoël 2012). Die hier vorgestellten Auswertungen beziehen sich auf die Untersuchungen in den Jahren 2020 (Durchschnitttemperatur: 11,4°C, Gesamtniederschlag: 425,2 mm) und 2021 (Durchschnitttemperatur: 9,9°C, Gesamtniederschlag: 649,3 mm).

Aquatische Untersuchungen

Um die Molche in ihrem aquatischen Lebensraum zu fangen, wurden vorrangig Wasserfallen (Minnow Traps, Maschenweite 3 mm, Abb. 1) eingesetzt (Mazoschek 2018). Insgesamt wurden 10 Gewässer der Burgaue im Jahr 2020 und 2021 mit Wasserfallen untersucht (Abb. 2). Im Jahr 2020 wurde im Fangzeitraum (22. Mai bis 27. Juni) jedes Gewässer zweimal, jeweils 6 Tage am Stück mit Fallen besetzt. Im Jahr 2021 wurde im Fangzeitraum (15. April bis 16. Juni) jedes Gewässer dreimal, im April 3 Tage und im Mai und Juni je 5 Tage am Stück untersucht. In Abhängigkeit der Gewässergröße wurden die Fallen in Gruppen von vier oder sechs Stück nach den Empfehlungen von Kronshage & Glandt (2014) eingesetzt. Weiterhin wurden die Gewässer in Ergänzung zu den Wasserfallen zweimal zwischen Ende Juni und Juli auf Molchlarven mit einem Kescher untersucht, da Larven mit den verwendeten Wasserfallen schlechter nachweisbar sind (Mazoschek 2018). Hierbei wurden 2021 auch zwei Teiche zusätzlich bekeschert (HT und WS2), die im Jahr 2020 kein und 2021 wenig Wasser führten. Erwachsene Molche wurden vermessen, gewogen und zur späteren Individualidentifikation mittels I3S Pattern+ (den Hartog & Reijns 2016) fotografiert. Die Vermessung der Molchlarven erfolgte mithilfe eines wassergefüllten Glasgefäßes. Zusätzlich wurden Umwelt- und Vegetationsparameter der Gewässer aufgenommen (Tab. 1). Anhand von Körpergröße und –gewicht wurde die Körperkondition der ausgewachsenen (adulten) Molche mithilfe des Scaled Mass Index (SMI) berechnet, da dieser das Wachstum der Tiere berücksichtigt (Peig & Green 2009, 2010; eine ausführliche Darstellung der Kalkulation findet sich in Grimm-Seyfarth et al. 2018). Weiterhin berechneten wir die auf 100 Fallenöffnungen normierte Aktivitätsdichte der Molche pro Gewässer und Fangtag als [Gesamtzahl gefangener Tiere / (Fallenzahl x Fallenöffnungen)]*100 (Ortmann 2009, Schlüpmann 2014).

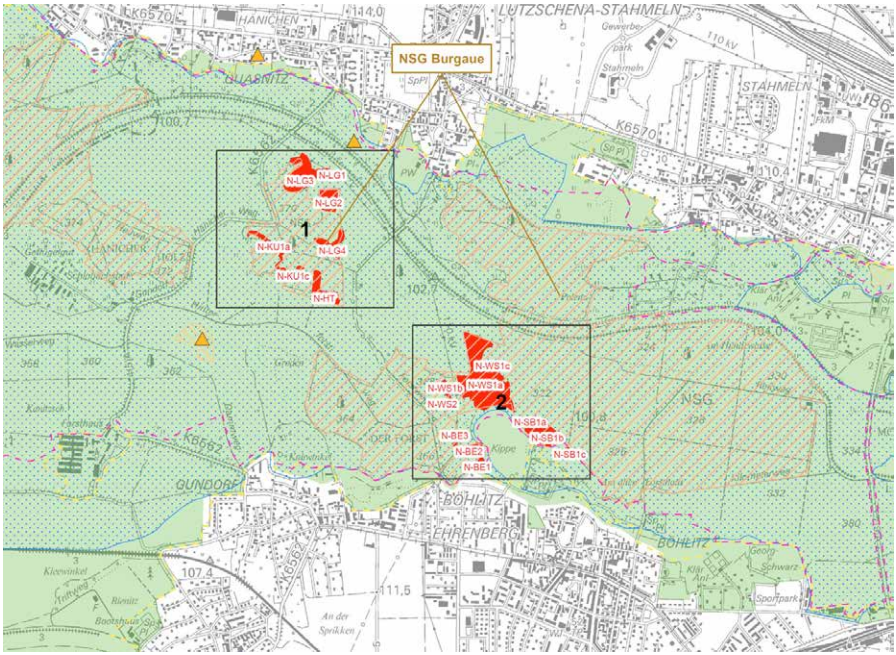


Abb. 1: Übersicht über das NSG Burgaue zwischen den Leipziger Stadtteilen Lützschena-Stahmeln und Böhlitz-Ehrenberg. Die Kartenausschnitte zeigen die 2013/2014 noch wasserführenden Lachen (vgl. Abb. 3). Ausschnitt aus: Kleinknecht et al. 2014, erstellt von S. Fischer.

Terrestrische Untersuchungen

Um zusätzlich zu den aquatischen Untersuchungen die Präferenzen von Molchen in terrestrischen Habitaten zu erforschen, wurden von Juni bis September 2020 drei Erfassungsmethoden miteinander verglichen: visuelle Transektsuchen, Transektsuchen mit einem Artenspürhund für Molche und die Einbringung und Kontrolle von künstlichen Verstecken (Abb. 1). Je nach Witterungsbedingung erwarteten wir eine unterschiedliche Effektivität der einzelnen Feldmethoden, daher sollte unser Monitoring aus einer Kombination dieser Erfassungsmethoden bestehen (Grimm-Seyfarth & Harms 2020). Diese Methoden wurden ausgewählt, da sie Habitat, Refugien und Individuen so wenig wie möglich beeinflussen und einen guten Überblick über die Populationsdichte bieten können (Jarvis 2012, 2016).

Die Auswahl der Transektstandorte und Versteckplots orientierte sich an den Fangzahlen der aquatischen Erfassungen im Jahr 2020, den Informationen aus der Literatur und repräsentativen Flächen mit vielen natürlichen Versteckmöglichkeiten an den einzelnen Lachen. Im Umkreis von

bis zu maximal 250 m um alle wasserführenden Lachen (Schabetsberger et al. 2004) legten wir sieben Transekte von je 200 m Länge und installierten 16 Plots für künstliche Verstecke (Abb. 2). Die visuellen Transektbegehungen fanden pro Methode (visuell, Molchspürhund) insgesamt sechsmal statt, einmal am Vormittag (ab 08.00 Uhr), einmal am Mittag (ab 12.00 Uhr), einmal am Abend (ab 17.00 Uhr) und dreimal in der Nacht (jeweils direkt nach Sonnenuntergang). Die vermehrten Nachtsuchen bezogen sich auf die überwiegende Nachtaktivität von Kammmolchen (Edgar & Bird 2006). So ergaben sich drei Rotation, bei denen jeweils einmal tags und nachts abgesucht wurde (Juni/Juli, Juli/August, August/September).

Die künstlichen Verstecke wurden aus Pinienholzplatten geschnitten und hatten die Maße 41,5 x 41,7 x 0,9 cm (Grant et al. 1992, Hesed 2012). Für jeden Plot wurden sechs Bretter mit einem Abstand von 5 Metern (Adams et al. 1999) in einem 3x2 Raster auf natürlichem Substrat ausge-



Abb. 2: Eine Auswahl der eingesetzten Erfassungsmethoden: Wasserfallen / Minnow Traps (oben links), Unterfangkescher (oben rechts), künstliche Verstecke (unten links, MacNeil 2013) und ein Artenspürhund (unten rechts). Fotos: Linda Mazoschek und Annegret Grimm-Seyfarth.

legt. Sie wurden siebenmal (je zweimal am Vormittag ab 08.00 Uhr, am Mittag ab 12.00 Uhr und am Abend ab 17.00 Uhr sowie einmal in der Nacht ab Sonnenuntergang) kontrolliert. Sowohl zwischen Transektbegehungen als auch zwischen den Kontrollen der künstlichen Verstecke lag je mindestens eine Woche, da eine zeitlich engere Taktung die Amphibien vergrämen könnte (Marsh und Goicochea 2003, Jarvis 2016). Bei jeder Kontrolle wurden Umwelt- und Vegetationsparameter erhoben (Tab. 1).

Tab. 1: Aufgenommene Umwelt- und Vegetationsparameter während der aquatischen und terrestrischen Erhebungen. Parameter, die im (gemischt) linearen Modell verwendet wurden und die nicht untereinander korreliert waren, sind kursiv hervorgehoben.

Habitat	Parameter	Definition
aquatisch	Lufttemperatur	Temperatur am Ufer im Schatten in °C
	Wassertemperatur	Temperatur in 15 cm Wassertiefe in °C
	Beschattung	durchschnittliche tägliche Beschattung des Gewässers
	Gewässergröße	Fläche des Gewässers in m²
	Ufer	Steilufer, Flachufer, gemischt
	Uferzone	Flachwasser, Tiefwasser, gemischt
	Gewässergrund	Faulschlamm, Kies, nichtriechender Schlamm
	Gebüschzone	prozentuale Bedeckung des Ufers mit Gebüsch
	Unterwasservegetation	prozentuale Bedeckung der untersuchten Teichfläche mit Unterwasservegetation
	Schwimmblattpflanzen	prozentuale Bedeckung der untersuchten Teichfläche mit Schwimmblattpflanzen
	Röhrichtzone	prozentuale Bedeckung der untersuchten Teichfläche mit Röhrichtpflanzen

terrestrisch	Lufttemperatur	Temperatur in 1,5 m Höhe im Schatten in °C
	Luftfeuchte	Relative Luftfeuchte in 1,5 m Höhe in %
	Wetter	Kategorien: sonnig, teilweise bewölkt, vollständig bewölkt, Nieselregen, Regen
	Wind	nach Beaufort
	Terrain	Wald mit geringem Unterholzanteil, Wald mit hohem Unterholzanteil
	Beschattung	prozentuale Beschattung des gesamten Transektes/Plots
	Distanz zum Gewässer	mittlere Distanz des Transektes/Plots zur nächsten wasserführenden Lache
	Bodenstreu	am Fundort vorhanden (1) oder nicht (0)
	Totholz, Steine	Fundort unter Totholz oder Stein (1) oder nicht (0)
	Gebüsch	Fundort unter Gebüsch (1) oder nicht (0)
	Kleinsäugerbau	Fundort in Kleinsäugerbau (1) oder nicht (0)
	Wurzelsystem	Fundort in Wurzelsystem (1) oder nicht (0)
	Baumbedeckung	prozentuale Bedeckung des Fundorts mit Bäumen
	Strauchbedeckung	prozentuale Bedeckung des Fundorts mit Sträuchern (bis 3 m Höhe)
	Krautbedeckung	prozentuale Bedeckung des Fundorts mit Gräsern/Kräutern

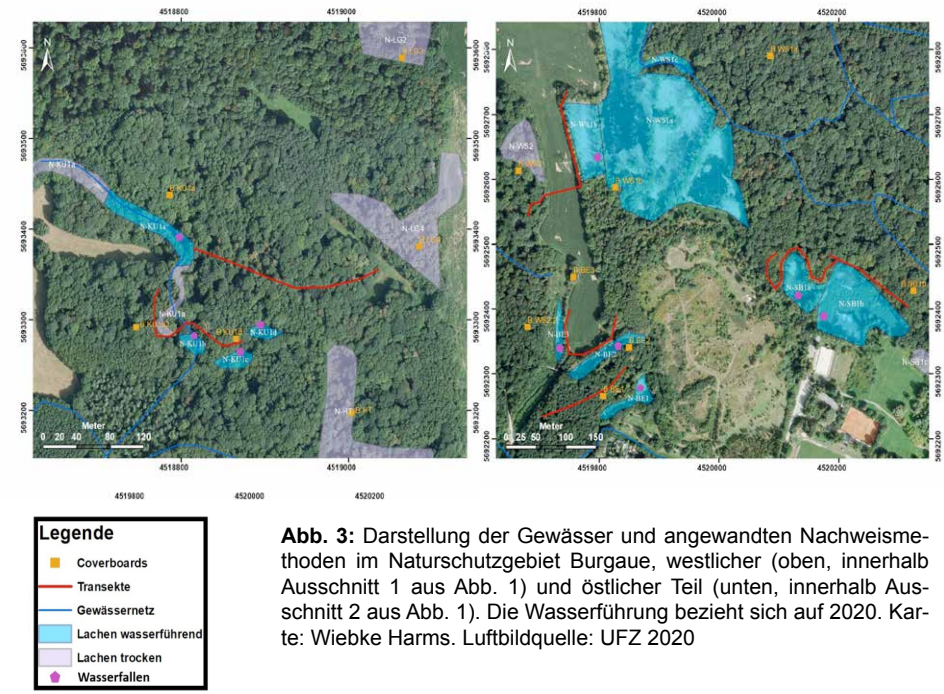


Abb. 3: Darstellung der Gewässer und angewandten Nachweismethoden im Naturschutzgebiet Burgaue, westlicher (oben, innerhalb Ausschnitt 1 aus Abb. 1) und östlicher Teil (unten, innerhalb Ausschnitt 2 aus Abb. 1). Die Wasserführung bezieht sich auf 2020. Karte: Wiebke Harms. Luftbildquelle: UFZ 2020

Statistische Auswertung

Alle Analysen wurden im Programm R (R Core Team 2022) durchgeführt. Um zu testen, ob Versteckvorlieben über alle Transekte ähnlich oder verschieden waren, nutzten wir einen Chi²-Test sowie bei Signifikanz einen Chi-Posthoc-Test. Weiterhin testeten wir die Mittelwerte der Vegetationsparameter und die Mittelwerte der Versteckzahlen pro Rotation und Tageszeit mit abhängigen t-Tests.

Wir verwendeten generalisierte lineare Modelle, um herauszufinden, ob aquatische und terrestrische Umwelt- und Vegetationsparameter die Molche auf individueller (Körperkondition) und Populationsebene (Aktivitätsdichte, Anzahl im Mai gefangener adulter Tiere, Larvenzahl) beeinflussen. Für Körperkondition und Aktivitätsdichte als Ergebnisvariable nutzten wir die Gauß-Fehlerverteilung, für die Anzahl der Adulten und Larven setzten wir die Poisson-Fehlerverteilung ein. Wir erstellten getrennte Modelle nach Art und Habitat (aquatisch oder terrestrisch), wobei die Umwelt- und Vegetationsparameter des jeweiligen Habitats als erklärende Variablen genutzt wurden. Diese prüften wir vorher auf Kollinearität, sodass die Modelle nur nicht-korrelierte Parameter

enthielten (Tab. 1). Zusätzlich wurde die Saison (April, Mai oder Juni) als Kontrollvariable für Modelle der Körperkondition und Aktivitätsdichte sowie das Geschlecht als Kontrollvariable der Körperkondition und der Fangtag als Kontrollvariable der Aktivitätsdichte eingefügt. Für jedes Modell jeder Art wurde eine Modellselektion pro Habitat mithilfe des MuMIn-Paketes (Barton 2022) basierend auf dem Akaike information criterion (AIC) durchgeführt. Für Aktivitätsdichte und Körperkondition wurden die Parameter der jeweils besten Modelle in ein finales Modell zusammengefügt. Dort konnte die Wichtigkeit der einzelnen Parameter („sum of weigths", *sw*) anhand der pro Parameter aufsummierten AIC-Wichtungen berechnet werden. Die Wichtigkeiten der einzelnen Parameter wurden dann pro Habitat aufaddiert und der prozentuale Anteil an der Summe aller Wichtigkeiten des jeweils finalen Modelles berechnet, um den Anteil des Einflusses des jeweiligen Habitats auf die jeweilige Ergebnisvariable zu berechnen. Aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungen für die Anzahl adulter Tiere im Mai oder Larven (jeweils N = 10 Gewässer) konnte dafür kein gemeinsames Modell über beide Habitate hinweg erstellt werden.

Ergebnisse

Aquatische Untersuchungen

Die Fangzahlen der einzelnen Molche sind in Tabelle 2 dargestellt. Im Jahr 2021 wurden an den Gewässern deutlich mehr Teich- (524 vs. 200) und Kammmolche (32 vs. 22) gefangen. Dies trifft auch noch zu, wenn die Aprilsaison 2021 nicht betrachtet wird (Teichmolche: 425 vs. 200, Kammmolche: 29 vs. 22), obwohl 2021 nur 5 Nächte pro Saison gefangen wurden, 2020 jedoch 6 Nächte. Beide Arten zeigen einen deutlichen Überschuss an männlichen Individuen. Das Geschlechterverhältnis beim Teichmolch betrug 2020 durchweg 1,4 Männchen pro Weibchen und 2021 2,5 Männchen pro Weibchen im April und Mai sowie 1,5 Männchen pro Weibchen im Juli. Beim Kammmolch betrug es 2020 sowie im April 2021 zwischen 2 und 2,5 Männchen pro Weibchen, jedoch im Mai und Juni 2021 1,5 bzw. 1,7 Männchen pro Weibchen. Beim Teichmolch konnte 2020 bereits im Mai und beim Kammmolch im Juni Reproduktion nachgewiesen werden, 2021 erst im Juni bzw. Juli. Insgesamt wurden vom Teichmolch 2020 deutlich mehr Larven nachgewiesen als 2021 (246 vs. 197), jedoch waren viele Tiere in den Fallen nachweisbar, da die Larven sehr zeitig geschlüpft waren. Werden nur die Fänge der beiden Kescherdurchgänge pro Jahr verglichen, sind nahezu identische Fangzahlen zu erkennen (189 vs. 191).

Zum direkten Vergleich gefangener adulter Molche zwischen den Gewässern und Jahren ziehen wir fünf aufeinanderfolgende Fallennächte im Monat der höchsten Aktivitätsdichte, Mai, heran (Abb. 4). Für Jungtiere (Larvenzahl) nutzen wir die beiden aufsummierten Kescherfänge

Tab. 2: Übersicht aller gefangenen Teich- und Kammmolche getrennt nach Alter und Geschlecht. Die Monate April und Mai beinhalten Fallenfänge, Juni Fallen- und Kescherfänge, Juli nur Kescherfänge.

Art	Geschlecht/ Alter	2020				2021			
		April	Mai	Juni	Juli	April	Mai	Juni	Juli
Teichmolch	Männchen	-	102	13	1	71	253	44	0
	Weibchen	-	73	9	0	28	100	28	0
	Larven	-	10	147	89	0	0	111	86
Kammmolch	Männchen	-	10	5	0	2	6	12	0
	Weibchen	-	5	2	0	1	4	7	0
	Larven	-	0	1	0	0	0	0	2

im Juni/Juli. Auch hier wird deutlich, dass 2021 in fast allen Gewässern deutlich mehr adulte Teichmolche zu finden waren (Ausnahme: N-KU1a und N-KU1b mit vergleichbarer und N-BE2 mit geringerer Fangzahl). Die Zunahme ist besonders stark in den Gewässern N-BE1, N-BE3 und N-SB1a zu sehen. Auch in den Gewässern Hakenteich und N-WS2, die 2020 ausgetrocknet waren, gehen wir aufgrund der hohen Larvenzahlen von hohen Dichten adulter Teichmolche aus. In den Gewässern, die Teichmolchlarven aufwiesen (2020: 7, 2021: 9), lag die Larvenzahl 2020 deutlich höher als die Adultzahl, 2021 jedoch immer deutlich unter der Adultzahl (Ausnahme: N-SB1b mit vergleichbaren Anzahlen). Relativ gesehen waren die Teichmolche daher 2020 scheinbar reproduktiver als 2021. Dies wird auch an vergleichbaren Larvenzahlen in beiden Jahren deutlich, trotz deutlich höheren Anzahlen adulter Teichmolche 2021 (siehe oben). Den Kammmolch konnten wir im Mai 2020 in sechs Gewässern nachweisen, im Mai 2021 nur in zwei (Abb. 4). Reproduktion des Kammmolches war mittels Kescher 2020 gar nicht nachweisbar (ein Fallenfang in N-BE3), 2021 nur in N-BE1. Generell konzentrieren sich die Kammmolche in den Lachen N-BE und N-SB.

Die Aktivitätsdichte des Teichmolches erreichte 2021 fast in jedem Gewässer und jeder Saison höhere Werte als 2020 (Abb. 5). Sie war im Mai am höchsten und im Juni entweder am niedrigsten oder vergleichbar mit der im April. Im Jahr 2020 lag die höchste durchschnittliche Aktivitätsdichte im Gewässer N-KU1d, die höchste gemessene im Gewässer N-KU1a. Im Jahr 2021 lagen die höchste durchschnittliche und gemessene Aktivitätsdichte im Gewässer N-BE3, aber auch N-KU1d und N-BE1 wiesen hohe Werte auf, gefolgt von N-KU1c und N-SB1a. Der Kammmolch war über alle Fangtage hinweg 2020 an acht Gewässern nachweisbar, 2021 an

vier (Abb. 5). Die Werte waren in beiden Jahren und über alle Saisons vergleichbar, waren 2020 jedoch im Gewässer N-SB1b am höchsten, 2021 im Gewässer N-BE1 (Juni) und N-BE2 (Juli). Die Körperkondition der Teichmolche erreichte deutlich niedrigere Werte als die der Kammmolche (Abb. 6). Bei Teichmolchen war sie zumeist im Mai am höchsten, während April und Juni vergleichbare Werte aufwiesen. In den Lachen N-SB1a, N-SB1b und N-WS1a hingegen waren die Werte im April am höchsten, gefolgt von Mai und Juni. Beim Kammmolch gab es wenige Daten aus verschiedenen Monaten (Saisons) pro Gewässer. Diese zeigen jedoch, dass sich die Kondition zwischen April und Mai nicht unterschied und zum Juni hin zumeist abnahm. Die Körperlänge der Teichmolchlarven nahm in den meisten Gewässern über die Zeit zu (Abb. 7). Im Gewässer N-BE3 konnte jedoch in beiden Jahren keine Zunahme beobachtet werden, ebenso in N-KU1b, N-KU1c in 2020 sowie N-BE2 in 2021. Für den Kammmolch ist die Datenlage viel zu gering, um Aussagen zu treffen. Die 2021 im Juli gefangenen Tiere waren jedoch größer als das 2020 im Juni gefangene Tier.

Terrestrische Untersuchungen

Bei den Kontrollen war es zumeist bewölkt, 18-mal gab es Nieselregen und 17-mal Regen. Die Temperaturen lagen im Durchschnitt bei 19,8°C (12,3°C – 27,7°C), die relative Luftfeuchte bei 66,1% (34,8% - 90,4%). Die Temperatur hat von Juni bis September abgenommen, die relative Luftfeuchte zugenommen, jedoch ihr Maximum im August erreicht. Trotz Begehungen bei hoher Luftfeuchte und im Regen konnten mit keiner der drei Erfassungsmethoden Molchindividuen an der Oberfläche nachgewiesen werden. Über Transektsuchen mit dem Molchspürhund konnten allerdings insgesamt 163 Verstecke im Boden gefunden werden, davon 82 Verstecke am Tag und 81 Verstecke in der Nacht. Die mittlere Suchdauer pro Transekt mit Hund betrug 50,6 Minuten, konnte jedoch bei Transekten mit vielen Verstecken bis zu 90 Minuten betragen.

Von den insgesamt 163 Verstecken lagen alle im Wald, wobei 90 Verstecke auf Transekten mit vorwiegend dichtem Unterholz und 73 auf Transekten mit weitgehend offener Vegetation gefunden wurden. 57,7% der unterirdischen Verstecke lagen in Kleinsäugerbauen und 31,9% in Hohlräumen von Wurzelsystemen großer Bäume. Von diesen 52 Verstecken in Wurzelsystemen waren elf unter Eschen (*Fraxinus excelsior*), drei unter Linden (*Tilia spec.*), drei unter Stieleichen (*Quercus robur*), zwei unter Feldahorn (*Acer campestre*) und jeweils ein Versteck unter einer Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Kirsche (*Prunus spec.*). Bei den verbleibenden 30 Verstecken wurde die Baumart nicht bestimmt.

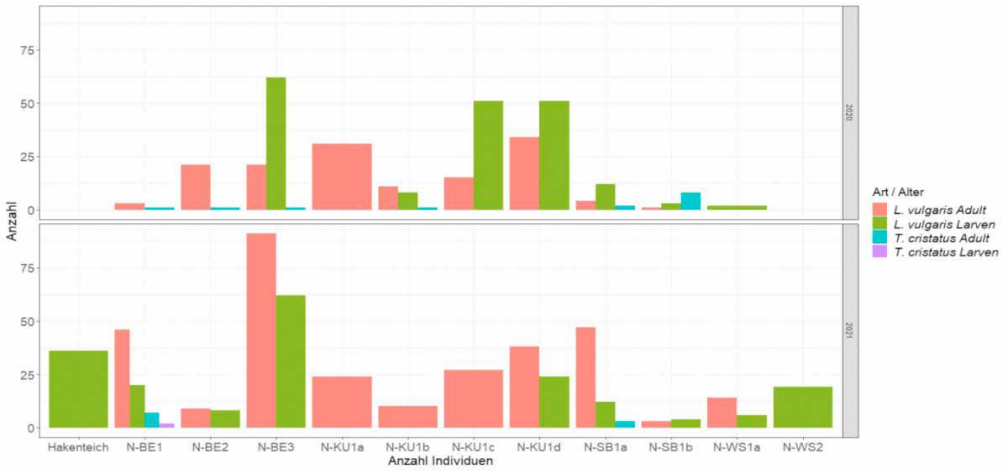


Abb. 4: Anzahl von adulten Teich- und Kammmolchen im Mai 2020 und 2021 für je fünf Fangnächte sowie der Larvenzahl bei zwei Kescherdurchgängen pro Gewässer, farblich getrennt nach Art und Altersstadium. Hakenteich und N-WS2 waren 2020 ausgetrocknet und hatten 2021 zu flaches Wasser für Wasserfallen.

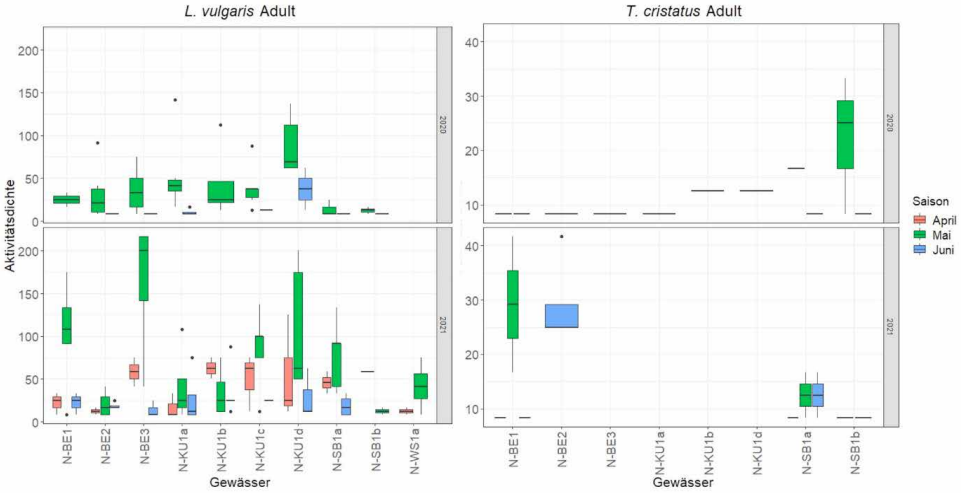


Abb. 5: Aktivitätsdichte von Teich- (links) und Kammmolchen (rechts) 2020 und 2021, farblich getrennt nach Fangsaison.

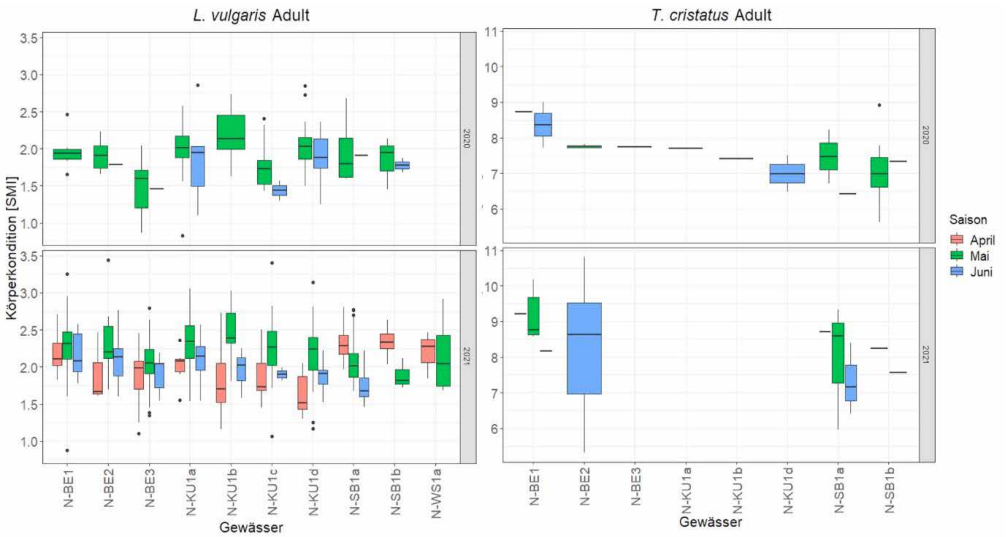


Abb. 6: Körperkondition von adulten Teich- (links) und Kammmolchen (rechts) 2020 und 2021 pro Gewässer, farblich getrennt nach Monat (Saison). Ein männlicher Teichmolch vom Juli 2020 wurde in der Grafik zur besseren Lesbarkeit ausgeschlossen.

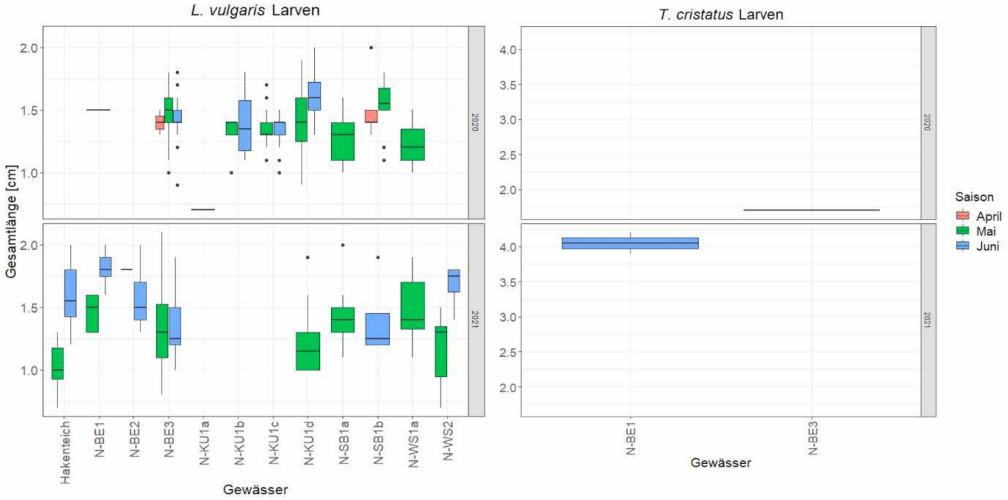


Abb. 7: Körperlänge der Teich- (links) und Kammmolchlarven (rechts) 2020 und 2021 pro Gewässer, farblich getrennt nach Monat (Saison). Hakenteich und N-WS2 waren 2020 ausgetrocknet.

55,2% der Verstecke waren von Totholz (z.B. morschen Baumstümpfen, umgefallenen Stämmen, Borkenstücke) oder Steinen und 14,1% von Laub und Bodenstreu bedeckt. Zudem wurden 2,45% der Verstecke unter einem Busch lokalisiert. Diese Unterschiede waren über alle Transekte hinweg signifikant (Chi-Quadrat-Test, $p = 0{,}016$, $df = 8$, $X^2 = 18{,}738$). Verstecke unter Totholz/Steinen wurden signifikant häufiger aufgesucht als Wurzelsysteme (Chi-Posthoc-Test, $p < 0{,}001$), Laub/Streu ($p = 0{,}04$) und Gebüsch ($p < 0{,}001$), Kleinsäugerbauten signifikant häufiger als Wurzelsysteme ($p = 0{,}002$) und Gebüsche ($p = 0{,}001$), und Wurzelsysteme signifikant häufiger als Verstecke mit Laub/Streu ($p < 0{,}001$) und Gebüsche ($p < 0{,}001$), sowie Verstecke unter Laub/Streu signifikant häufiger als Gebüsche ($p = 0{,}048$).

Die über dem lokalisierten Versteck geschätzte Baumbedeckung betrug im Mittel 64,3%, wobei die meisten (100 Verstecke) in die Kategorie von 76-100% Bedeckung fielen, gefolgt von 51-75% (41 Verstecke). Die über dem Versteck geschätzte Strauchbedeckung betrug im Mittel 20,8%, wobei die meisten (55 Verstecke) nicht bedeckt waren, gefolgt von 1-5% Bedeckung (26 Verstecke) und 76-100% (21 Verstecke). Die geschätzte Krautbedeckung betrug im Mittel 12,6%, wobei die meisten (52) nicht bedeckt waren, gefolgt von 1-5% Bedeckung (42 Verstecke). Die Baumbedeckung lag im Mittel deutlich höher als die Strauchbedeckung (abhängiger t-Test, $p << 0.01$, $t = 13.452$, $df = 162$) und Krautbedeckung (abhängiger t-Test, $p << 0.001$, $t = 16.999$, $df = 162$). Die Strauchbedeckung lag im Mittel ebenfalls höher als die

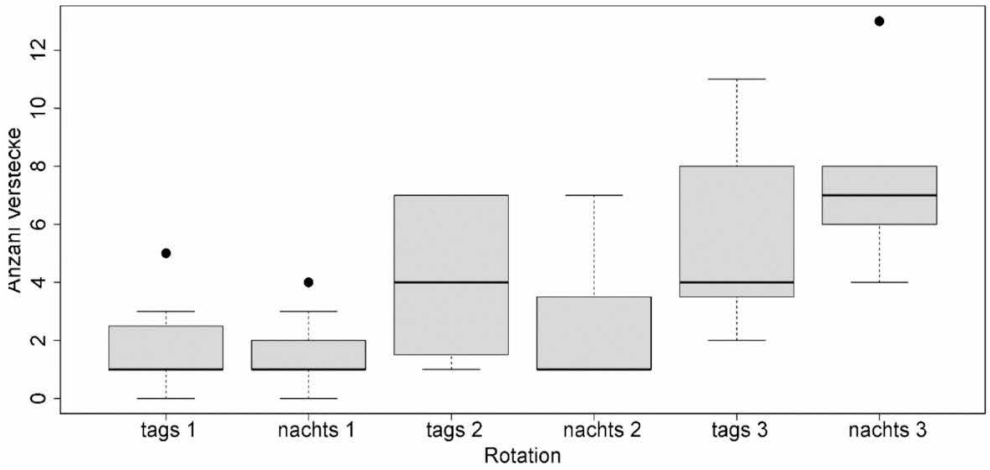


Abb. 8: Anzahl der vom Spürhund gefundenen Molchverstecke auf den einzelnen Transekten aufgeteilt nach Rotation (1: Juni/Juli, 2: Juli/August, 3: August/September) und Tag-/Nachtsuchen.

Krautbedeckung (abhängiger t-Test, p = 0.007, t = 2.7411, df = 162).

In Rotation 1 (Juni/Juli) wurden die wenigsten Verstecke gefunden (24; 14,7%), in Rotation 3 (August/September) die meisten (92; 56,4%). Innerhalb der Rotationen gab es keinen Unterschied zwischen Tag- und Nachtsuchen auf den einzelnen Transekten (abhängiger t-Test, p = 0,6/0,2/0,2 für Rotation 1/2/3; Abb. 8).

Die meisten Verstecke wurden auf dem Transekt N-KU1a-d gefunden, gefolgt von N-KU/LG und N-BE1/2. Die wenigsten Verstecke lagen auf den Transekten N-WS1/2 und N-SB1b (Abb. 9). Die Transekte führten zumeist direkt an den Gewässern entlang. Die maximale mittlere Entfernung der Transekte vom Gewässer betrug 51 m. Die Anzahl an Verstecken nahm schwach signifikant mit der Entfernung vom Gewässer ab (Pearson Korrelationstest, t = -2,18, p = 0,05, R = -0,57).

Einfluss der Habitatparameter auf Körperkondition

Die Körperkondition der Teichmolche war für Männchen höher als für Weibchen und im Mai am höchsten, wobei die Unterschiede zwischen den Monaten eher gering waren. Sie wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst von der durchschnittlichen Wassertemperatur (*sw* = 0,96) und deren Interaktion mit Saison (*sw* = 0,95, p = 0,001), der Beschattung (*sw* = 0,69, p = 0,15) und den Schwimmblattpflanzen (*sw* = 0,65, p = 0,049) sowie negativ von der Unterwasservegetation (*sw* = 0,99, p = 0,03). Im besten terrestrischen Modell wurde sie positiv beeinflusst von der Bodenstreu auf den Verstecken (*sw* = 0,93, p = 0,01) und deren Krautbedeckung (*sw* = 0,48, p = 0,63) sowie negativ von deren Strauchbedeckung (*sw* = 0,91, p = 0,18). Dies wurde gefolgt von einem positiven Einfluss der Distanz der Verstecke zum Gewässer (*sw* = 0,49, p = 0,82). Im finalen Modell (Tab. 3) wurde die Körperkondition am stärksten positiv beeinflusst von der Wassertemperatur und deren Interaktion mit Saison, der Bodenstreu auf Landverstecken, deren Distanz zum Gewässer, gefolgt von einem negativen Einfluss der Unterwasservegetation und einem positiven durch Beschattung (Abb. 10). Insgesamt betrug der Einfluss aquatischer Parameter 477 %, der terrestrischer Parameter 52,3 % (Tab. 3).

Auch bei den Kammmolchen war die Körperkondition bei Männchen höher als bei Weibchen. Sie war jedoch in Saison 1 insgesamt am höchsten und nahm dann leicht und nicht signifikant ab. Sie wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst vom Röhricht (*sw* = 0,97, p = 0,008) und negativ von der Gebüschzone (*sw* = 0,97, p = 0,004). Im besten terrestrischen Modell wurde sie positiv beeinflusst von Bodenstreu auf den Landverstecken (*sw* = 0,86, p = 0,14) und negativ von deren Baumbedeckung (*sw* = 0,44, p = 0,61). Dies wurde gefolgt von einem negativen Einfluss von Totholz/Steinen (*sw* = 0,43, p = 0,90) und einem positiven Einfluss der

Strauchbedeckung der Landverstecke (*sw* = 0,36, p = 0,68). Im finalen Modell (Tab. 3) wurde sie am stärksten positiv beeinflusst von Röhricht und Bodenstreu auf Landverstecken und negativ von der Gebüschzone am Gewässer und der Baumbedeckung an Land (Abb. 10). Insgesamt betrug der Einfluss aquatischer Parameter 55,41 %, der terrestrischer Parameter 44,59 % (Tab. 3).

Tab. 3: Einfluss aquatischer und terrestrischer Parameter auf die Körperkondition des Teich- und Kammmolches, dargestellt als Wichtigkeit der einzelnen Parameter (sum of weigths, sw) (Twasser – Wassertemperatur, UWveg – Unterwasservegetation, SCHveg – Schwimmblattvegetation, Gebüsch – Gebüschzone, Beschatt. – Beschattung, AGewässer – Gewässerfläche, Röhricht – Röhrichtzone, Streu – Bodenstreu, TH/Stein – Bedeckung mit Totholz oder Steinen, Strauch – Strauchbedeckung, Kraut – Krautbedeckung, Baum – Baumbedeckung, Entfern. – Entfernung zum Gewässer)

	Aquatic							**Terrestrial**					
	T_{wasser}	UWveg	SCHveg	Gebüsch	Beschatt.	$A_{Gewässer}$	Röhricht	Streu	TH/Stein	Strauch	Kraut	Baum	Entfern.
L. vulgaris **(N = 522)**	,99	,46	,30	-	,41	-	-	,86	-	,38	,40	-	,73
	2,16 (47,68%)							**2,37 (52,32%)**					
T. cristatus **(N = 54)**	,32	-	-	,75	-	-	,62	,60	-	,35	-	,41	-
	1,69 (55,41%)							**1,36 (44,59%)**					

Einfluss der Habitatparameter auf Anzahl und Aktivitätsdichte

Die Anzahl im Mai gefangener Teichmolche wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst von der Unterwasservegetation (*sw* = 1, p << 0,001; Abb. 11) sowie negativ von Beschattung (*sw* = 1, p << 0,001), Schwimmblattpflanzen (*sw* = 1, p << 0,001) und Wasserfläche (*sw* = 1, p << 0,001). Sie wurde im besten terrestrischen Modell positiv beeinflusst von der Krautbedeckung (*sw* = 1, p = 0,4; Abb. 11) und negativ von der Baumbedeckung (*sw* = 1, p << 0,001) der Landverstecke. Die Larvenzahl des Teichmolches wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst von der durchschnittlichen Wassertemperatur (*sw* = 1, p << 0,001) und der Unterwasservegetation (*sw* = 1, p << 0,001; Abb. 11) sowie negativ von Beschattung (*sw* = 1, p << 0,001), der Wasserfläche (sw = 1, p << 0,001) und den Schwimmblattpflanzen

(*sw* = 0,78, p < 0,001). Sie wurde im besten terrestrischen Modell positiv beeinflusst von der Strauchbedeckung (*sw* = 0,99, p = 0,0002) und der Krautbedeckung (*sw* = 0,57, p = 0,02; Abb. 11) sowie negativ von der Distanz zum Gewässer (*sw* = 0,4, p = 0,06), gefolgt von einem Modell mit negativem Einfluss der Baumbedeckung (*sw* = 0,38, p = 0,008) der Landverstecke.

Die Anzahl im Mai gefangener Kammmolche wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst von der Wassertemperatur (*sw* = 0,96, p < 0,001; Abb. 12) und der Beschattung (*sw* = 0,88, p = 0,04), gefolgt von einem negativen Einfluss der Wasserfläche (*sw* = 0,36, p = 0,01). Im besten terrestrischen Modell wurde sie positiv beeinflusst von der Bodenstreu auf Landverstecken (*sw* = 0,62; Abb. 12) und deren Baumbedeckung (*sw* = 0,43, p = 0,85) sowie negativ von deren Distanz zum Gewässer (*sw* = 0,71, p = 0,001). Aufgrund der geringen Anzahl Kammmolche im Mai (24) muss die Analyse jedoch vorsichtig interpretiert werden. Die geringe Anzahl an Kammmolchlarven erlaubte dort keinerlei Analysen.

Die Aktivitätsdichte der Teichmolche wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst von der Unterwasservegetation (*sw* = 0,98, p = 0,004) und negativ von der Gebüschzone (*sw* = 0,92, p = 0,02), der Wassertemperatur (*sw* = 0,78, p = 0,26) und den Schwimmblattpflanzen (*sw* = 0,56, p = 0,07). Sie wurde im besten terrestrischen Modell positiv beeinflusst von der Bedeckung der Landerstecke mit Totholz/Steinen (*sw* = 0,68, p = 0,078) und der darüber liegenden Krautbedeckung (*sw* = 0,63, p = 0,096) sowie negativ von der Baumbedeckung (*sw* = 0,67, p = 0,106), gefolgt von einem positiven Einfluss der Strauchbedeckung (*sw* = 0,55, p = 0,46). Im

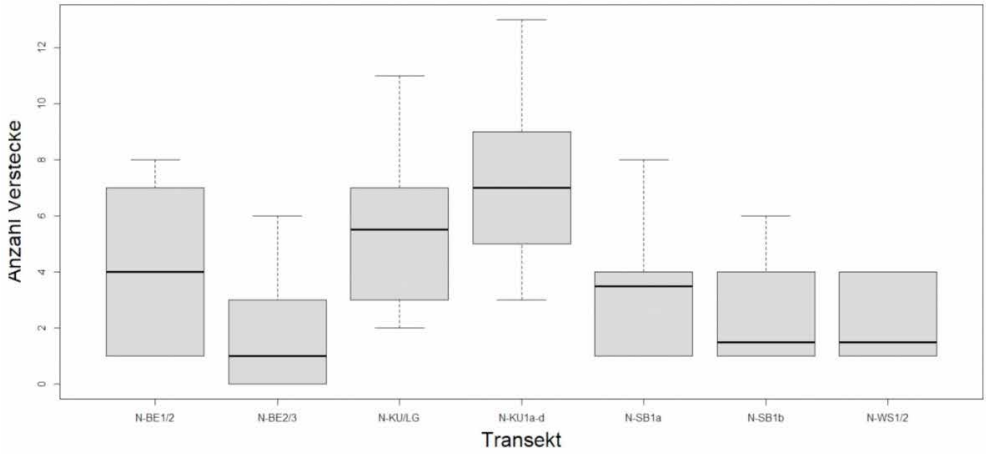


Abb. 9: Anzahl der Verstecke auf allen Begehungen pro Transekt.

finalen Modell (Tab. 4) wurde die Aktivitätsdichte am stärksten von der Unterwasservegetation positiv beeinflusst, gefolgt von einem negativen Einfluss der Gebüschzone, sowie einem positiven der Bedeckung der Landverstecke mit Totholz/Steinen und deren Krautbedeckung, einem negativen der Schwimmblattpflanzen und der Baumbedeckung. Die Wassertemperatur hatte den geringsten Einfluss (Abb. 13). Insgesamt betrug der Einfluss aquatischer Parameter 60,8 %, der terrestrischer Parameter 39,2 % (Tab. 4).

Die Aktivitätsdichte der Kammmolche wurde im besten aquatischen Modell positiv beeinflusst vom Röhrichtgürtel (*sw* = 1, p < 0,001), negativ von der Gebüschzone (*sw* = 0,57, p = 0,066) sowie von der Wassertemperatur (*sw* = 0,58) und deren Interaktion mit der Saison (*sw* = 0,28, p = 0,31). Im besten terrestrischen Model wurde sie positiv beeinflusst von mit Bodenstreu bedeckten Verstecken (*sw* = 0,88, p = 0,097), gefolgt von der Baumbedeckung (*sw* = 0,31, p = 0,79). Im finalen Modell (Tab. 4) wurde die Aktivitätsdichte am stärksten positiv vom Röhrichtgürtel beeinflusst, gefolgt von der Wassertemperatur und deren Interaktion mit Saison, sowie positiv von der Baumbedeckung der Landverstecke, negativ von der Gebüschzone um Gewässer und positiv von der Bedeckung von Landverstecken mit Bodenstreu (Abb. 13). Insgesamt betrug der Einfluss aquatischer Parameter 71,24 %, der terrestrischer Parameter 28,76 % (Tab. 4).

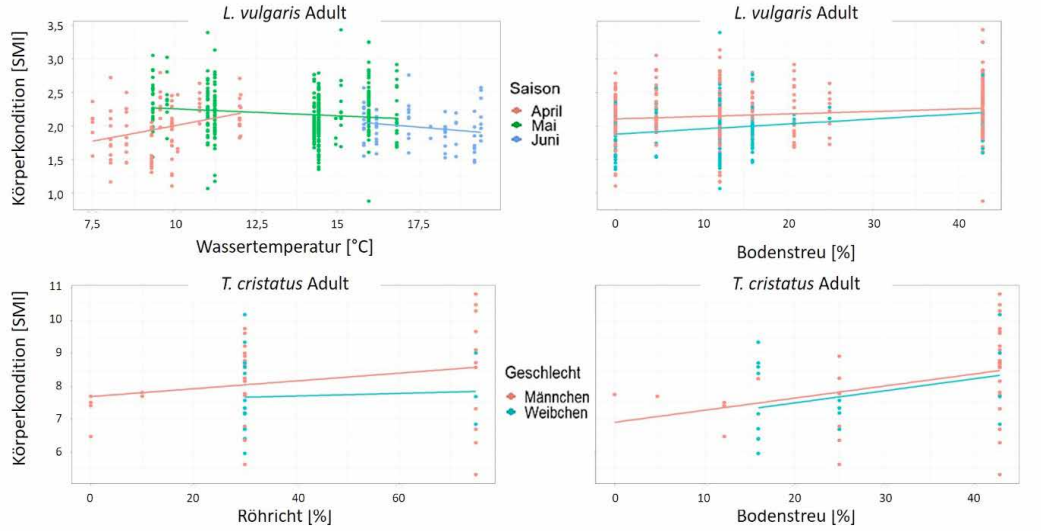


Abb. 10: Einfluss der wichtigsten aquatischen (links) und terrestrischen (rechts) Habitatparameter auf die Körperkondition (gemessen als SMI) von Teich- (oben) und Kammmolchen.

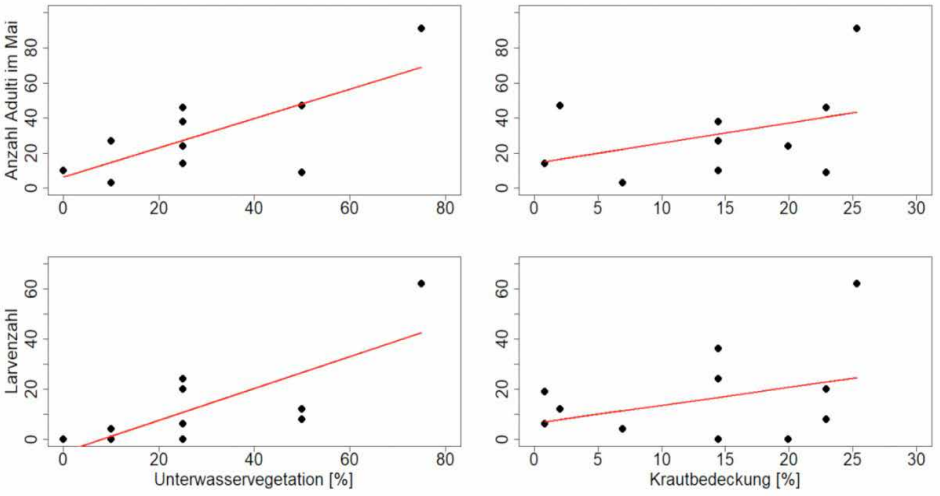


Abb. 11: Anzahl gefangener adulter Teichmolche (oben) und Teichmolchlarven (unten) abhängig von der Unterwasservegetation (links) und der Krautbedeckung der Landverstecke (rechts). Das Gewässer mit höchster Zahl gefangener Adulti (91) und Larven (62) war N-BE3.

Tab. 4: Einfluss aquatischer und terrestrischer Parameter auf die Aktivitätsdichte des Teich- und Kammmolches, dargestellt als Wichtigkeit der einzelnen Parameter (sum of weigths, *sw*). (Twasser – Wassertemperatur, UWveg – Unterwasservegetation, SCHveg – Schwimmblattvegetation, Gebüsch – Gebüschzone, Beschatt. – Beschattung, AGewässer – Gewässerfläche, Röhricht – Röhrichtzone, Streu – Bodenstreu, TH/Stein – Bedeckung mit Totholz oder Steinen, Strauch – Strauchbedeckung, Kraut – Krautbedeckung, Baum – Baumbedeckung, Entfern. – Entfernung zum Gewässer)

	Aquatic							**Terrestrial**					
	T_{wasser}	UWveg	SCHveg	Gebüsch	Beschatt.	$A_{Gewässer}$	Röhricht	Streu	TH/Stein	Strauch	Kraut	Baum	Entfern.
L. vulgaris	,49	,98	,54	,89	-	-	-	-	,83	-	,54	,50	-
(N = 144)	**2,90 (60,80%)**							**1,87 (39,20%)**					
T. cristatus	,65	-	-	,48	-	-	1	,30	-	-	-	,56	-
(N = 31)	**2,13 (71,24%)**							**0,86 (28,76%)**					

Diskussion

Aquatische Untersuchungen

Als bedeutende Gewässer für den Teichmolch stellten sich 2020 vor allem die N-KU1d und die N-KU1a heraus. Im Jahr 2021 konnten insgesamt deutlich mehr adulte Teichmolche nachgewiesen werden und die Aktivitätsdichte erreichte in fast jedem Gewässer und jeder Saison höhere Werte als nur ein Jahr zuvor. Eine besonders starke Zunahme der Aktivitätsdichte im Vergleich zum Vorjahr war in den Gewässern N-BE1, N-BE3, N-SB1a und N-KU1c zu verzeichnen. Die Lachen N-KU1a, N-KU1b und N-KU1d hingegen verzeichneten ähnliche Fangzahlen zum Vorjahr. Die Teichmolche von dort könnten sich 2021 auf den 2020 ausgetrockneten Hakenteich ausgebreitet haben. Sowohl der Hakenteich, als auch die N-WS2 wurden 2021 von Teichmolchen als Laichgewässer wiederbesiedelt und stellen somit nachweislich, wenn wasserführend, vielversprechende Reproduktionsgewässer dar. Allein die N-BE2 wies 2021 deutlich niedrigere Fangzahlen von Teichmolchen auf, dafür aber eine deutlich ansteigende Aktivitätsdichte von Kammmolchen, was auf interspezifische Konkurrenz hindeuten könnte (Buskirk 2007).

Auch vom Kammmolch konnten 2021 insgesamt mehr adulte Individuen nachgewiesen werden, welche sich jedoch auf deutlich weniger Lachen verteilten. War er 2020 noch in acht Lachen vorzufinden, konnten wir ihn ein Jahr später nur noch in vier Lachen nachweisen. Während im Jahr 2020 die N-SB1b das wichtigste Gewässer für den Kammmolch war, gewannen vor allem die N-BE1 und N-BE2 im Jahr darauf deutlich an Bedeutung. In der N-BE1 konnte zudem 2021 mit zwei Kammmolchlarven der einzige Reproduktionserfolg nachgewiesen werden. Hauptsächlich fiel 2021 die Kulke als Laichgewässer für die Kammmolche weg, da das Gebiet 2020 noch höheren Lichteinfall durch größere Freiflächen, aufgrund von Holzeinschlag aufwies. Mit den Jahren waren die Aufforstungsflächen bis 2021 jedoch bereits wieder recht dicht zugewachsen, sodass das Gebiet um die Kulke insgesamt für den sonnenliebenden Kammmolch zu beschattet war (Ortmann 2009). Neue Studien zeigten beispielsweise, dass Molche aus Gebieten mit niedrigerer Qualität abwandern und gezielt Lebensräume mit hoher Habitatqualität aufsuchen (Unglaub et al. 2021). Auch werden vermehrt Abwanderungen aus kleinen Populationen im Vergleich zu Gebieten mit hohen Populationsdichten beobachtet, wahrscheinlich aufgrund einer gewissen Anziehungskraft der hochwertigen Lebensräume und der besseren Fortpflanzungsmöglichkeiten in großen Populationen (Cayuela et al. 2019).

Sowohl Teich- als auch Kammmolch zeigten in beiden Jahren über die gesamte Laichperiode hinweg einen deutlichen Männchenüberschuss. Hedlund (1990) stellte fest, dass Weibchen

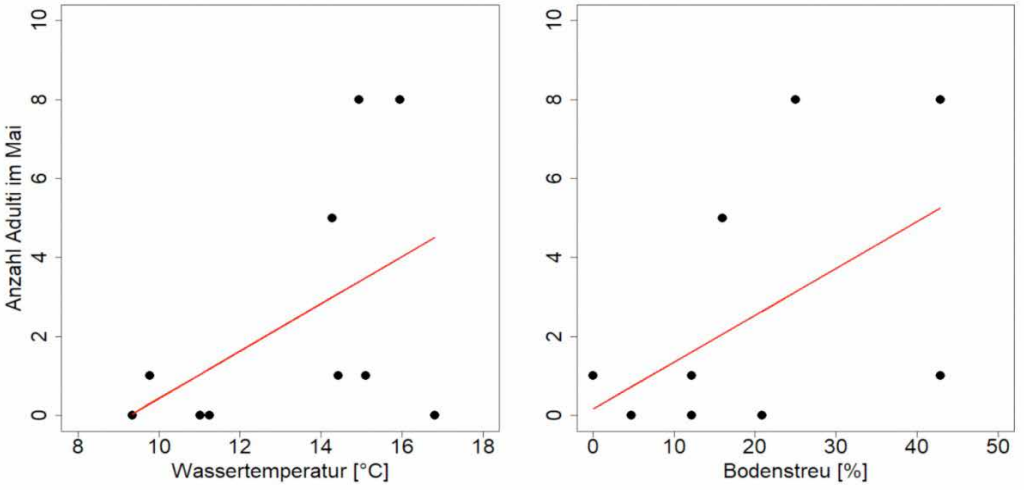


Abb. 12: Anzahl gefangener adulter Kammmolche abhängig von der Wassertemperatur (links) und der Bedeckung der Landverstecke mit Bodenstreu (rechts).

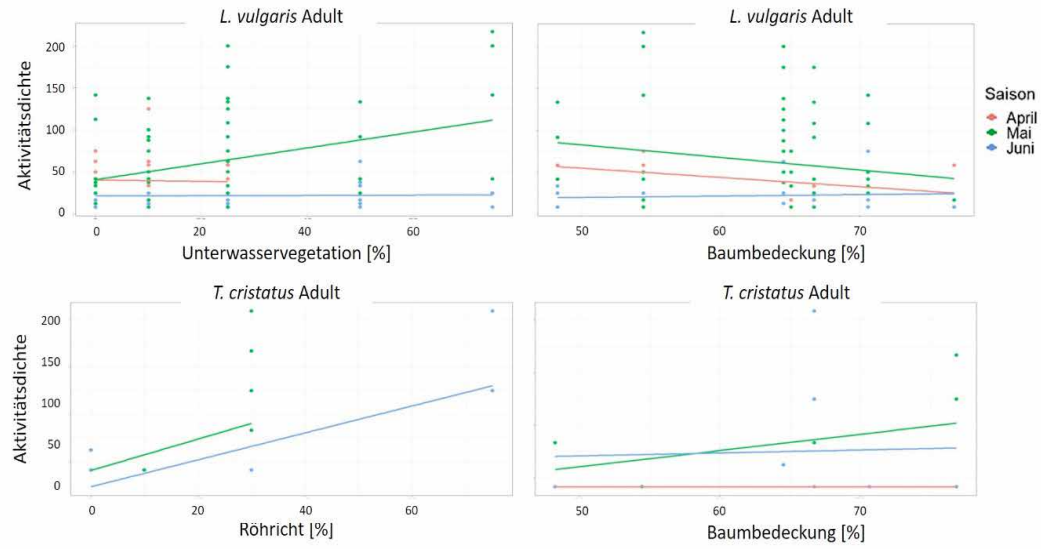


Abb. 13: Einfluss der wichtigsten aquatischen (links) und terrestrischen (rechts) Habitatparameter auf die Aktivitätsdichte von Teich- (oben) und Kammmolchen.

von *T. cristatus* regelmäßig eine Laichperiode aussetzen ("skip breeding"), wenn diese in ihren Landhabitaten ungünstigen Nahrungsbedingungen ausgesetzt waren. Aufgrund der lang anhaltenden Dürreperiode in Deutschland von 2018 bis 2020 (Vergleich www.ufz.de/duerremonitor) könnten negative Auswirkungen auf das Nahrungsspektrum entstanden sein. Im Erfassungsjahr 2021 ist zudem für beide Molcharten zu beobachten, dass der erkennbare Männchenüberschuss zu Beginn der Laichperiode extremer ist und zum Ende hin eher abnimmt. Arntzen (2002) beobachtete für beide Arten einen ähnlichen Trend, wobei der anfängliche Männchenüberschuss zum Ende der Laichperiode bei seinen Erfassungen sogar in einen Weibchenüberschuss umschlug. Daraus schlussfolgerte er, dass die Männchen das Laichgewässer früher aufsuchen und auch früher wieder verlassen als die Weibchen.

Für den Teichmolch setzte die Larvalentwicklung im Jahr wärmeren Jahre 2020 nicht nur früher ein als im kühleren Jahr 2021 (Mai vs. Juni), sondern war relativ gesehen auch erfolgreicher. Trotz der deutlich höheren Fangzahlen adulter Tiere 2021, blieb die Anzahl gefangener Teichmolchlarven relativ konstant. Eine Ursache dafür könnte das ungleiche Geschlechterverhältnis gewesen sein. Der Männchenüberschuss war 2021 noch extremer als 2020, worunter der Reproduktionserfolg gelitten haben könnte. Weiterhin nahm die Körperlänge der Teichmolchlarven wie zu erwarten in den meisten Gewässern über die Zeit zu. Einzig im Gewässer N-BE3 konnte in beiden Jahren keine Zunahme beobachtet werden, ebenso in N-KU1b, N-KU1c in 2020 sowie N-BE2 in 2021. Eine mögliche Ursache könnte ein hoher Prädationsdruck sein. Vor allem in der N-BE3 geht dieser vermutlich von den dort häufig nachgewiesenen Ringelnattern aus.

Bei beiden Arten wiesen die Männchen eine bessere Körperkondition auf als die Weibchen. Für Kammmolche wurde diese Beobachtung schon in vorherigen Studien gemacht (Arntzen et al. 1999, Ortmann 2009). Ortmann (2009) begründete dies mit dem zusätzlichen Aufwand der Eiablage für die Weibchen, welche nicht nur energie- sondern auch zeitaufwändig ist, wodurch weniger Kapazitäten für die Nahrungssuchen verbleiben. Arntzen et al. (1999) stellte zudem eine relativ hohe Körperkondition während der Migration zum Laichgewässer und eine niedrige bei der Abwanderung fest. Darauf schlussfolgerte er, dass die aquatische Fortpflanzungsphase für die Kammmolche mit einem hohen Energieverbrauch einhergehen muss, wohingegen die terrestrische Phase dem Aufbau von Ressourcen dient. In unseren Untersuchungen konnten wir diese Entwicklung zumindest teilweise erkennen. Die Körperkondition der Kammmolche war im April und Mai meist ähnlich und zum Juni hin abnehmend. Auch für die Teichmolche war 2021 war die Körperkondition in drei Gewässern im April am höchsten und nahm im Mai und

Juni ab. In den anderen Gewässern wurde jedoch die höchste Körperkondition im Mai ermittelt. Dies könnte für die Teichmolche 2021 auch auf ein geringes Nahrungsangebot im terrestrischen Lebensraum hindeuten (Dürrejahre 2018-2020), sodass zu Beginn der aquatischen Phase zunächst Ressourcen zur Energiegewinnung nötig waren.

Terrestrische Untersuchungen

Die beiden gängigen terrestrischen Monitoringmethoden (Arntzen et al. 1999) für herpetologische Felduntersuchungen, visuelle Transektsuchen und das Auslegen von künstlichen Verstecken, wurden um eine in Deutschland noch recht neue Methode, dem Einsatz von einem Artenspürhund, ergänzt (Geiger et al. 2019, Grimm-Seyfarth et al. 2019, Grimm-Seyfarth & Harms 2020). Allein durch die olfaktorische Suche konnten Anhaltspunkte über das Verhalten von Molchen an Land gesammelt werden. Da bei keinen der drei Methoden Individuen gefunden wurden, wäre eine Identifikation von Sommerverstecken ohne den Artenspürhund nicht möglich gewesen. Die bereits mehrfach angesprochene Dürre zwischen 2018 und 2020 könnte auch ausschlaggebend dafür gewesen sein, dass die beiden weiteren Erfassungsmethoden, Coverboards und visuelle Transektsuchen, trotz guter Erfassungsfähigkeiten in anderen Studien (Jarvis 2016, Sutherland et al. 2016, Hutchens & DePerno 2009), auch in feuchten Nächten keinen Individuennachweis erbringen konnten. Da die durch den Spürhund nachgewiesene Versteckanzahl der nächtlichen Begehungen ebenso hoch war wie die am Tag und auch der Artenspürhund nachts, trotz feuchter Wetterbedingungen, keine aktiven Molche finden konnte, ist davon auszugehen, dass die Molche sich tatsächlich über den Sommer kaum oder gar nicht an der Bodenoberfläche aufgehalten haben. Wir vermuten daher, dass viele Molche die Sommerverstecke langfristig als Schutz vor Trockenheit beanspruchen und eine subterrane (also unter der Bodenoberfläche befindliche) Lebensweise führen, da tiefe Bauten wahrscheinlich am effektivsten vor heißen Temperaturen und Trockenheit schützen. Damit sind die Tiere von dem Nahrungsangebot unter der Bodenoberfläche abhängig. In einer Studie im Yellowstone National Park wurde beispielsweise für Salamander prognostiziert, dass der Bewegungsradius negativ beeinflusst werden könnte, wenn aufgrund des Klimawandels Regenperioden vermehrt ausbleiben oder kürzer werden (Bartelt et al. 2022). Dies könnte auch auf unsere heimischen Molche zutreffen, da sie, ebenso wie die Salamander, die höchste oberflächige Aktivität in der Nacht und nach Niederschlagereignissen aufweisen (Denoël & Ficetola 2008).

Über die Monate hinweg nahm die Anzahl der Versteckanzeigen zu. Dies deckt sich mit der Abwanderung junger Metamorphlinge vom Gewässer, welche die Sommermonate noch in wasserführenden Lachen verbringen und sich im Schlamm verstecken (Bell 1977, Jarvis 2016). Bei sehr heißen Sommern konnte diese verlagerte Abwanderung auch schon bei erwachsenen Molchen entdeckt werden (Edgar & Bird 2006). Im August/September wurden vermehrt Verstecke am trockengefallenen Gewässerrand gefunden, hier lassen sich ebenfalls Überwinterungsverstecke im Schlamm vermuten. Die hohe Bedeutung von Wurzelwerken als Sommerhabitate (Gustafson 2011, Schabetsberger et al. 2004) wurde erst im Laufe der Feldarbeit erkannt, wodurch leider nicht an jedem solchen Versteck die Baumart bestimmt worden war. Am häufigsten befanden sich die aufgenommenen Verstecke unter Eschen (*Fraxinus excelsior*). Ohne gefundene Molchindividuen kann jedoch keine Aussage zur Artdiskriminierung getroffen werden, da beide Molcharten überschneidende Habitatpräferenzen aufzeigen und auch eine ähnliche Resonanz gegenüber Umweltfaktoren und Störungen besitzen (Denoël et al. 2013). Hier sind weitere methodische Verfeinerungen, beispielsweise durch eDNA oder automatische Arterfassung mittels Kameras, notwendig.

Die Umgebung der Teiche im Umkreis von 50 m bildet nach Edgar & Bird (2006) das Haupteinzugsgebiet und beeinflusst den Kammmolch in seinem Landhabitat am meisten. Auch Jehle (2000) fand heraus, dass mehr als 50 % der adulten Molche, welche die Brutteiche verlassen, Unterschlupfmöglichkeiten innerhalb von 15 m des Gewässers nutzen und dass 95 % innerhalb von 50 m des Teiches zu finden sind. Die maximale Entfernung, die von Molchen in einer Studie von Bell (1977) zurückgelegt wurde, betrug 95 m. Der Landlebensraum wird zumeist innerhalb von ca. 200 m zum Fortpflanzungsgewässer eingegrenzt (Jehle & Arntzen 2000; Schabetsberger et al. 2004), mit Ausbreitungsdistanzen von weniger als 500 m (Cayuela et al. 2019, Unglaub et al. 2021). Auch in dieser Studie konnten wir eine signifikante Abnahme der Anzahl der Verstecke mit der Entfernung vom Gewässer nachweisen. Jedoch hatte die Versteckanzahl keinen negativen Einfluss auf die Anzahl an Molchen oder Larven angrenzender Gewässer, was nahelegt, dass Verstecke entlang der Gewässer durchaus von mehreren Tieren aufgesucht werden. Kurze Wanderdistanzen sichern eine frühere Ankunft am Fortpflanzungsgewässer im Frühjahr (Dolmen 1983,Jehle & Arntzen 2000, Jehle 2000) und könnten als Vorteil genutzt werden.

Bedeutung des aquatischen und terrestrischen Habitats auf individueller und Populationsebene

Sowohl auf individueller als auch auf Populationsebene spielten neben aquatischen auch terrestrische Habitatparameter eine entscheidende Rolle. Der Einfluss auf die individuelle Kondition betrug sogar ca. 50 % je Habitat. Das belegt, dass der von der Körperkondition abhängige Reproduktionserfolg maßgeblich auch vom terrestrischen Habitat abhängt, in dem ein Großteil der Energieressourcen aufgebaut wird (wie bereits vermutet von Arntzen et al. 1999). Deutlich wird dies in der besonders großen Bedeutung des Vorhandenseins von Bodenstreu für höhere Körperkondition, welches zum einen sicherlich die Temperatur im darunterliegenden Versteck relativ konstant hält und so Energieverbrauch durch Thermoregulation entgegenwirkt, zum anderen aber sicher auch viele Arthropoden als Futterquelle beherbergt. Ähnliches könnte für das Vorhandensein von Totholz oder einer gewissen Krautschicht auf den Verstecken gelten, was zumindest das Vorkommen von Teichmolchen positiv beeinflusste. In einer Studie von Unglaub et al. (2018) konnte für Kammmolche kein Zusammenhang zwischen genereller Habitatqualität und Körperkondition festgestellt werden. Der Einfluss einzelner Habitatparameter auf die Körperkondition wurde dabei jedoch nicht untersucht.

Die Unterwasservegetation stellte sich für den Teichmolch als wichtigster aquatischer Faktor heraus. Eine dichte Unterwasservegetation hatte einen positiven Effekt auf die Anzahl adulter Teichmolche sowie auf deren Larvenzahl und Aktivitätsdichte. Sie dient als Nahrung, Versteck vor Räubern und als Eiablageplatz (Bell & Lawton 1975). Im Vergleich dazu stellt für den Kammmolch der Röhrichtgürtel den wichtigsten Faktor dar, der sowohl die Körperkondition, als auch die Anzahl und Aktivitätsdichte positiv beeinflusste. Wir nehmen an, dass Röhricht für den Kammmolch eine ähnliche Funktion hat wie Unterwasservegetation für den Teichmolch und es sich um eine Art Einnischung beider Arten handeln könnte. Schwimmblattpflanzen zeigten hingegen einen negativen Effekt auf Anzahl, Larvenzahl und Aktivitätsdichte für Teichmolche, jedoch nicht für Kammmolche. Standardmäßig werden nur die Makrophyten allgemein als Maß für die Habitatqualität herangezogen (Oldham et al. 2000). Unsere Untersuchungen zeigen aber, dass verschiedene Makrophytengruppen unterschiedlichen Einfluss auf Molcharten haben können.

Insgesamt spielte auch die Baumbedeckung, gemessen über den geschätzten Beschattungsgrad der Landhabitate, für die Versteckanzahl eine der wichtigsten Rollen in unserer Untersuchung. Wälder bieten Konnektivität für die Migration und Schutz vor schlechten Witterungsverhältnissen (Langton et al. 2001). Innerhalb gut vernetzter Landschaften konnten Kammmolche in einer

Entfernung von bis zu 1000 m nachgewiesen werden (Arntzen & Teunis 1993). Für viele andere Arten ist eine gut ausgeprägte Konnektivität zwischen den Lebensräumen jedoch nicht so wichtig als vielmehr die Qualität der Landhabitate (Siffert et al. 2022).

Bedeutung von Gewässer- und Waldschutz

In unseren aquatischen Untersuchungen bevorzugten Teichmolche Gewässer in offeneren und Kammmolche in geschlosseneren Laubwäldern. Neben Kleinsäugerbauten stellte vor allem das Wurzelwerk großer und alter Laubbäume ein bevorzugtes Landversteck dar. Unsere Untersuchungen zeigen, dass alten Laubbäumen eine herausstehende Bedeutung als Sommer- und Überwinterungsquartier zugesprochen und Totholz sowie ausreichend Bodenstreu im Wald belassen werden sollte. Auch andere Studien betonten bereits, dass die terrestrischen Landlebensräume rund um die Fortpflanzungsgewässer von wesentlicher Bedeutung für den Erhalt von Molchpopulationen sind (Langton et al. 2001, Denoël & Lehmann 2006). Obwohl die Bedeutung der Landhabitate bekannt war, so ist der statistisch belegte hohe Einfluss auf Körperkondition und Anzahl doch beeindruckend und unterstreicht deren Wichtigkeit nochmals. Leider gehen immer noch viele Landlebensräume verloren. So ist beispielsweise der Leipziger Auwald durch früher Entwässerungsmaßnahmen noch stark beschädigt und zusätzlich seit den letzten Jahren von einem Ulmen- und Eschensterben betroffen (Wirth et al. 2020). Gemeinsam mit Abholzungen führt dies zu Fragmentierungen der Landschaft, was zur Folge hat, dass meist nur kleinere und isoliertere Populationen überleben, denen oft nur noch eine kleine Lebensraumfläche zur Verfügung steht. Dadurch werden Populationen viel anfälliger, weil künstliche Barrieren in ihrem natürlichen Ausbreitungsmuster geschaffen werden (Denoël & Lehmann 2006, Godfrey 2008), was zu einem weiteren Rückgang der Amphibien führen könnte.

Obwohl Wälder wertvolle Landhabitate bilden, gefährdet die Verbuschung der Feuchtgebiete durch fortschreitende Sukzession die Qualität der Fortpflanzungsgewässer und somit auch die Larvalphase der Molche. Speziell beim Ziel des Kammmolchschutzes gilt es individuell nach Gebiet zu prüfen, wie sich Pufferzonen um die Gewässer, welche durch Gehölzschnitt freigehalten werden, sinnvoll gestalten lassen (Ortmann 2009, Unglaub et al. 2021). Um die offen gehaltenen Fortpflanzungsgewässer herum empfehlen Simpson et al. (2021) wiederum eine Pufferzonen von 30–50 m Wald.

Für einen erfolgreichen Managementplan sind Langzeitstudien notwendig, um den Fortbestand lokaler Amphibienpopulationen zu beurteilen (Arntzen & Teunis 1993, Ortmann 2009) und sie durch Schirmarten wie den besonders gefährdeten Kammmolch zu schützen.

Langzeitmonitoringprogramme können jedoch schwierig durchzuführen sein, da sie personalintensiv und teuer sind. Zudem erfordert ein erfolgreiches Monitoring die Verwendung einer effektiven Methodik, die es ermöglicht, Veränderungen in den Populationsdichten frühzeitig zu erkennen (Bülow & Kupfer 2019). Neben den aquatischen Untersuchungen ist es zudem von großer Bedeutung, die terrestrischen Landlebensräume im gesamten Verbreitungsgebiet und in verschiedenen Landschaftstypen zu untersuchen, um umfassende Trendanalysen durchführen zu können (Gustafson 2011, diese Studie). Die Weiterentwicklung von bereits etablierten Erfassungsmethoden unter Einbezug neuster Technik und die Aufnahme neuer Methoden, wie der Einsatz von Artenspürhunden, können zum Erhalt solch wichtiger und weitreichender Monitoringprogramme beitragen.

Summary

The importance of terrestrial habitats for amphibian species, especially pond and great crested newts, and their influence on body condition, activity, and reproduction of these animals is often only partially known. It is emphasized that amphibians depend on intact aquatic and terrestrial habitats, but there is still limited knowledge about terrestrial life history phases. This study focuses on characterizing the aquatic and terrestrial habitats of the two newt species and identifying the interactions of their demographic parameters. Preliminary results indicate that old deciduous trees and their root systems are important terrestrial hiding places for these amphibian species. Preservation of dead wood and ground litter in forests could also have a positive effect on habitat quality. In general, the quality of terrestrial habitats is crucial, and their loss due to drainage, logging, and the death of tree species, such as in the Leipzig floodplain forest, in turn threatens the reproductive capacity and leads to population declines. Additionally, the quality of aquatic reproductive waters regarding vegetation and sunlight on water bodies must be maintained for successful reproduction. Habitat quality requirements at the population level can only be assessed through long-term surveys and evaluations of both aquatic and terrestrial habitats.

Literatur

Adams, M. J., West, S. D. & L. Kalmbach (1999): Amphibian and reptile surveys of U.S. navy lands on the Kitsap and Toandos Peninsulas, Washington. – Northwestern Naturalist, 80(1): 1–7.

Arntzen, J.W. & S. F. M. Teunis (1993): A six year study on the population dynamics of the Crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. – Herpetological Journal, 3: 99-110.

Arntzen, J. W., Smithson, A., & R. S. Oldham (1999): Marking and tissue sampling effects on body condition and survival in the newt *Triturus cristatus*. – Journal of Herpetology, 33(4): 567–576.

Arntzen, J. W. (2002): Seasonal variation in sex ratio and asynchronous presence at ponds of male and female Triturus newts. – Journal of Herpetology, 36(1): 30-35.

Baker, J. Beebee T., Buckley, J., Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian habitat management handbook. – Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Barton, K. 2022. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1, https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn.

Bell, G. (1977): The life of the smooth newt (*Triturus vulgaris*) after metamorphosis. – Ecological Monographs, 47(3): 279.299.

Bell, G. & J. H. Lawton (1975): The ecology of the eggs and larvae of the smooth newt (*Triturus vulgaris* (Linn.)). – The Journal of Animal Ecology, 44(2): 393-423.

Blaustein, A. R., Han, B. A., Relyea, R. A., Johnson, P. T. J., Buck, J. C., Gervasi, S. S. & L. B. Kats (2011): The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. – Annals of the New York Academy of Sciences, 1223: 108–119.

Bülow, B. v. & A. Kupfer (2019): Monitoring population dynamics and survival of Northern Crested Newts (*Triturus cristatus*) for 19 years at a pond in Central Europe. – Salamandra, 55(2): 97-102.

Buskirk, J. v. (2007): Body size, competitive interactions, and the local distribution of Triturus newts. – Journal of Animal Ecology, 76: 559–567.

Cayuela, H., Schmidt, B. R., Weinbach, A., Besnard, A. und P. Joly (2019): Multiple density-dependent processes shape the dynamics of a spatially structured amphibian population. – Journal of Animal Ecology, 88: 164–177.

Collins, J. P. & A. Stoffers (2003): Global amphibian declines: sorting the hypotheses. – Diversity and Distributions, 9: 89–98.

den Hartog, J. & R. Reijns (2016): I3S Pattern+ Manual. Interactive Individual Identification System, version 4.1. URL: www.reijns.com/i3s.

Denoël, M., Perez, A., Cornet, Y. & G. F. Ficetola (2013): Similar local and landscape processes affect both a common and a rare newt species. – PloS one 8(5): e62727.

Denoël, M. (2012): Newt decline in Western Europe: highlights from relative distribution changes within guilds. – Biodiversity and Conservation, 21(11): 2887-2898.

Denoël, M. & G. F. Ficetola (2008): Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18(5): 714-728.

Denoël, M. & A. Lehmann (2006): Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. – Biological Conservation, 130(4): 495-504.

Dolmen, D. (1983): Diel rhythms and microhabitat preference of the newts *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* at the northern border of their distribution area. – Journal of Herpetology, 17(1): 23-31.

Edgar, P. & D. R. Bird (2006): Action Plan for the conservation of the crested newt (*Triturus cristatus*) species complex in Europe. – T-PVS/Inf 17.

Geiger, A., Kronshage, A. & M. Franke-Köhler (2019): Schnüffeln für den Artenschutz. Spürhunde suchen und finden Knoblauchkröten. – Natur in NRW 3/2019: 28-29.

Godfrey, T. (2008): Managing woodlands for conservation and biodiversity on private land. – Cranfield University, Cranfield.

Grant, B. W., Tucker, A. D., Lovich, J. E., Mills, A. M., Dixon, P. M. & J. W. Gibbons (1992): The use of coverboards in estimating patterns of reptile and amphibian biodiversity. S. 379–403. S. 379-403. In D.R. McCullough & R.H. Barrett (Hrsg.): Wildlife 2001: Populations. – Springer Netherlands, Dordrecht.

Grimm-Seyfarth, A. (2022): Environmental and training factors affect canine detection probabilities for terrestrial newt surveys. – Journal of Veterinary Behavior, 57: 6–15.

Grimm-Seyfarth, A. , Mazoschek, L. & M. Chiacchio (2019): Bestandserhebungen von Molchen in verschiedenen Habitaten - ein Methodenvergleich. – Jahrestagung für Herpetologie und Terrarienkunde, 55: 26.

Grimm-Seyfarth, A. & W. Harms (2020): Evaluierung von Artenspürhunden beim Monitoring von Amphibien und Reptilien. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 20: 56-69.

Grimm-Seyfarth, A., Mihoub, J.-B., Gruber, B. & K. Henle (2018): Some like it hot: from individual to population responses of an arboreal arid-zone gecko to local and distant climate. – Ecological Monographs, 88: 336–352.

Gustafson, D. (2011): Choosing the best of both worlds. The double life of the Great Crested Newt. PhD Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Hedlund, L. 1990. Reproductive ecology of Crested Newts *Triturus cristatus* (Laur.). PhD Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Hesed, K. M. (2012): Uncovering salamander ecology: A review of coverboard design. – Journal of Herpetology, 46(4): 442-450.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M. & P. Shaw (2005): Handbook of biodiversity methods. Survey, evaluation and monitoring. – Cambridge University Press, New York.

Hutchens, S. J. & C. S. DePerno (2009): Efficacy of sampling techniques for determining species richness estimates of reptiles and amphibians. – Wildlife Biology, 15(2): 113-122.

Jarvis, L. E. (2012): Microhabitat requirements of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in a woodland area. PhD Thesis. The Open University, UK.

Jarvis, L. E. (2016): Terrestrial ecology of juvenile great crested newts (*Triturus cristatus*) in a woodland area. – Herpetological Journal, 26: 287-296.

Jehle, R. (2000): The terrestrial summer habitat of radio-tracked Great crested newts (*Triturus cristatus*) and Marbled newts (*T. marmoratus*). – Herpetological Journal , 10: 137–142.

Jehle, R. & J. W. Arntzen (2000): Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. – Journal of Zoology, 251(3): 297—306.

Kleinknecht, U., Fischer, S. & U. Glinka (2014): Lachenkonzept für den Leipziger Auwald. Abschlussbericht. – Stadt Leipzig, Amt für Umweltschutz, Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie IVL Sachsen.

Kronshage, A. & D. Glandt (2014): Wasserfallen für Amphibien. Praktische Anwendung im

Artenmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Band 77. – Druck Verlag Kettler, Bönen.

Langton, T., Beckett, C. & J. Foster (2001): Great crested newt conservation handbook. – Frogline, Halesworth.

MacNeil, J., MacGowan, B.J., Currylow, A. & R.N. Williams (2013): Forest management for reptiles and amphibians: A technical guide for the Midwest. – Purdue Extension FNR-480-W.

Marsh, D. M. & M. A. Goicochea (2003): Monitoring terrestrial salamanders: Biases caused by intense sampling and choice of cover objects. – Journal of Herpetology, 37(3): 460-466.

Mazoschek, L. (2018): Auswirkungen gewässerspezifischer Faktoren auf Molchpopulationen in der Luppe-Aue. Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Bachelor of Science (B.Sc.). – Bachelor Thesis. Universität Leipzig, Leipzig.

Oldham, R.S., Keeble, J., Swan, M.J.S. & M. Jeffcote (2000): Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). – Herpetological Journal, 10: 143–155.

Ortmann, D. (2009): Kammmolch-Monitoring-Krefeld - Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammmolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn, Bonn.

Ortmann, D., Hachtel, M., Sander, U., Schmidt, P., Tarkhnishvili, D., Weddeling, K. & W. Böhme (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand – Vergleich der Effektivität von Fangzaum und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammmolches, *Triturus cristatus.* – Zeitschrift für Feldherpetologie, 12: 197–209.

Peig, J., & A. J. Green, A. J. (2009): New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. – Oikos, 118:1883-1891.

Peig, J., & A. J. Green, A. J. (2010): The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. – Functional Ecology, 24: 1323–1332.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Schabetsberger, R., Jehle, R., Maletzky, A., Pesta, J. & M. Sztatecsny (2004): Delineation of terrestrial reserves for amphibians. Post-breeding migrations of Italian Crested Newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. – Biological Conservation, 117: 95-104.

Schlüpmann, M. (2014): Untersuchungen und Monitoring von Amphibien mit Wasserfallen aus einfachen Mitteln. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde,77: 117-160.

Scholz, M., Seele-Dilbat, C., Engelmann, R. A., Kasperidus, H. D., Kirsten, F., Herkelrath-Bleyl, A. & M. Vieweg (2022): Die Elster-Luppe-Aue – eine wertvolle Auenlandschaft. Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe. – UFZ Bericht 2022/2.

Siffert, O., Pellet, J., Ramseier, P., Tobler, U., Bergamini, A. & B. R. Schmidt, B.R. (2022): Where land and water meet: Making amphibian breeding sites attractive for amphibians. – Diversity, 14(10): 834.

Simpson, D. S., Forester, D. C., Snodgrass, J. W. & S. A. Smith (2021): Relationships among amphibian assemblage structure, wetland pH and forest cover. – The Journal of Wildlife Management, 85(3): 569-581.

Sutherland, C., Munoz, D. J., Miller, D. A. W. & E. H. Campell Grant (2016): Spatial capture–recapture: A promising method for analyzing data collected using artificial cover objects. – Herpetologica, 72: 6–12.

Unglaub, B., Cayuela, H., Schmidt, B.R., Preißler, K., Glos, J. & S. Steinfartz (2021): Context-

dependent dispersal relatedness and genetic structure in a patchy amphibian population. – Molecular Ecology, 30: 5009-5028.

Unglaub, B., Steinfartz, S., Kühne, D., Haas, A. & B. R. Schmidt (2018): The relationships between habitat suitability, population size and body condition in a pond-breeding amphibian. – Basic and Applied Ecology, 27: 20-29.

Vlaic, M., Sievert, R., Scholz, M., Herkelrath, A. & W. Große (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik Sachsen, 18: 12-28.

Wirth, C., Franke, C., Carmienke, I., Denner, M., Dittmann, V., Homann, K., Rudolf, H., Schmoll, A., Scholz, M., Senft, I., Steuer, P., Wilke, T. & A. Zabojnik (2020): Dynamik als Leitprinzip zur Revitalisierung des Leipziger Auensystems. – UFZ Discussion Paper 9/2020, Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv)& UFZ-Department Naturschutzforschung.

Kontakte zu den Autoren:

Annegret Grimm-Seyfarth1,2,3, Wiebke Harms1,2, Linda Mazoschek1, Mathias Scholz1

1 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

2 Wildlife Detection Dogs e.V., Immenkorv 19, 24582 Bordesholm, Germany

3 Monitoring Dogs, Eichaer Str. 10a, 04683 Naunhof, OT Erdmannshain, Germany

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	82-109	Leipzig, 2023

Die Entwicklung der Fischfauna in den Naturschutzgebieten Burgaue und Luppeaue im nordwestlichen Leipziger und Schkeuditzer Auwald/Sachsen und das Naturschutzprojekt Lebendige Luppe

Wolf-Rüdiger Grosse & Roland Zitschke

Zusammenfassung

Die Leipziger Aue ist ein besonderer sächsischer Lebensraum mit Flussläufen, Altarmen und reichlich Standgewässern resultierend aus dem Abbau von Lehm, Kies und Braunkohle mit einem dicht besiedelten urbanen Umfeld. Vorgestellt wird die Fischfauna in den NSG Burgaue und Papitzer Lehmlachen unter dem Einfluss von Überflutungen und ausbleibendem Trockenfall der Standgewässer. Auf der Grundlage historischer Daten wird die Entwicklung des Artenspektrums der Fische analysiert. Aktuell wichtig sind dabei die Folgen künstlicher Flutungen in den Auwaldbereichen, die angesichts wachsender negativer Folgen der Klimaentwicklung die Fauna und Flora des Auwaldes erhalten sollen. Von den Arten des Anhanges II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union kommen von den einheimischen Fischen in den Waldspitzlachen und den Papitzer Lehmlachen der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und der Bitterling (*Rhodeus amarus*) als besonders geschützte Arten vor. Während die erstere Art derzeit als verschollen eingestuft werden muss, ist die letztere der beiden Arten besonders in den Papitzer Lehmlachen ein häufiger Fisch. Aus den Waldspitzlachen waren historisch sieben Fischarten bekannt. Dabei dominierten Karausche, Giebel und Schleie. Durch Überflutungen kam es in den letzten Jahrzehnten zum Eintrag von Hecht, Flussbarsch und Aland, so dass gegenwärtig 11 Fischarten vorwiegend aus der Nahle und Kleinen Luppe die Gewässer der Waldspitzlachen besiedeln. Die Papitzer Lehmlachen beherbergen 14 Fischarten, vorwiegend Bitterling, Dreistachliger Stichling, Moderlieschen, Schleie und Karausche. Durch Wasserzufluss über die Weiße Elster oder durch Aussetzungen wurden zeitweilig weitere Fließgewässerarten in den Lehmlachen nachgewiesen.

1 Einleitung

Über Jahrtausende wurde die Leipziger Aue extensiv land- und forstwirtschaftlich genutzt (Viehweide, Holzgewinnung/Mittelwaldbewirtschaftung, Lehm- und Kiesabbau, Fischwirtschaft, Gewässernutzung). Sie zeichnete sich lange Zeit durch ein Gemisch von Wiesen, Wäldern und Flussläufen aus (Müller & Zäumer 1992, Steuer 2014). Aus diesem hi-

storischen Mix entwickelten sich über einen Zeitraum von fast 150 Jahren die Waldspitzlachen im NSG Burgaue und die Papitzer Lehmlachen im NSG Luppeaue. Die Lehmlachen und die Alt-Luppeläufe sind nördlich und südlich der Neuen Luppe gelegene Relikte von ehemaligen Flussläufen bzw. Lehmstichen. Sie haben im FFH-Gebiet Leipziger Auensystem einen besonders hohen naturschutzfachlichen und –rechtlichen Wert.

Einer besonderen Schutzwürdigkeit und Berichtspflicht unterliegen die Arten des Anhanges II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union aus dem Jahr 2000. Unter den einheimischen Fischen sind das für die Waldspitzlachen und die Papitzer Lehmlachen der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und der Bitterling (*Rhodeus amarus*). Während die erstere Art derzeit als verschollen eingestuft werden muss, ist die Letztere besonders in den Papitzer Lehmlachen ein häufiger Fisch.

Anliegen der Untersuchungen der Fischfauna in dem nordwestlichen Leipziger Auengebiet soll es sein, die Beobachtungen zu dem historischen und dem aktuellen Fischbesatz der Gewässer der Waldspitzlachen und der Papitzer Lehmlachen zusammenzufassen. Dabei sollen die Unterschiede der Artenvielfalt der Fischfauna in den Standgewässern, den periodisch austrocknenden Gewässern und den Altwässern dargestellt werden. Besonderheiten in dem nordwestlichen Leipziger Auwald ergeben sich durch den Einfluss von natürlichen Überflutungen und den künstlichen periodischen Flutungen durch das Naturschutzprojekt Lebendige Luppe des RV Leipzig im NABU Sachsen.

2 Untersuchungsgebiet, Naturschutzprojekt Lebendige Luppe und Methoden

Waldspitzlachen und Burgaue

Die Leipziger Aue ist ein besonderer sächsischer Lebensraum (Grosse 2001) (Abb. 1). Der Auwald liegt am Südostrand des Mitteldeutschen Trockengebietes. Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt auf dem Territorium der Stadt Leipzig und ist Bestandteil des LSG Leipziger Auwald und des FFH-Gebietes 50E Leipziger Auensystem. Es besteht aus einem vielgestaltigen Habitatmosaik. Neben den zentralen Lehmlachen der Waldspitze (alte Lehmabbaufelder auf einer Gesamtfläche von ca. 50 ha, häufig als Waldspitzlachen (WSL) bezeichnet) existiert seit Beginn der 1950er Jahre im Süden eine große Müllkippe, die die WSL etwa um die Hälfte verkleinert hat. Die Einbettung der Gewässer in den geschlossenen Auwaldgürtel schafft für viele wasserliebende Arten eine klimatisch begünstigte Lage (Grosse & Zitschke 1995, Sauerstein & Zitschke 1996). Außerhalb des UG befinden sich weitere Gewässer wie das Hundewasser, die südliche Alte Luppe, der Bauerngraben und der Burgauenbach, über den seit 1997 kontinuierlich

Wasser aus der Kleinen Luppe bzw. Nahle in die WSL eingespeist wird. Eine weitere flächige Flutung der Burgaue war über das bei Extremhochwasser in den Jahren 2011 und 2013 geöffnete Nahleauslasswerk erfolgt.

Naturschutzgebiet Luppeaue und Papitzer Lehmlachen

Die Papitzer Lehmlachen befinden sich im Naturschutzgebiet Luppeaue, das sich über 598 ha vorwiegend auf Schkeuditzer Flur erstreckt. Sie sind ebenfalls Teil LSG Leipziger Auwald und des FFH-Gebietes Leipziger Auensystems. Das Gebiet wird nördlich durch die Weiße Elster, südlich von der Neuen Luppe begrenzt und beherbergt neben Hart- und Weichholzbeständen auch extensiv bewirtschaftetes Grünland (Flachlandmähwiese). Ehemalige Lehmabbaugruben sind heute als eutrophe Stillgewässer erhalten, an deren Ufer sich z.T. wertvolle Brenndolden-Auenwiesen und Hochstaudenfluren anschließen (Hellriegel-Institut 2014).

Projekt Lebendige Luppe

Im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe arbeiten die Städte Leipzig und Schkeuditz, die Universität Leipzig, das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) und der NABU Sachsen gemeinsam an der Förderung und Erhaltung auentypischer Biotopsstrukturen im Gebiet der Leipziger Nordwest-Aue (www.Lebendige-Luppe.de). Durch die Wiederbelebung ehemaliger Luppeläufe sollen dem Auwald neue Lebensadern geschenkt, der Wasserhaushalt des Auensystems soll insgesamt verbessert und die biologische Vielfalt in diesem wertvollen Ökosystem gefördert werden. Das Naturschutzprojekt Lebendige Luppe ist ein Schlüsselprojekt für die Revitalisierung der nordwestlichen Leipziger Auenlandschaft. Das Vorhaben wird ausführlich von Steuer (2014) und Vlaic (2017) beschrieben und durch eine wissenschaftliche Begleitung fachlich abgesichert (Scholz et al. 2022). Deshalb wird an dieser Stelle auf eine tiefgreifende Darstellung verzichtet und auf diese umfangreichen und informativen Publikationen verwiesen.

Seit 1993 wird seitens des NABU RV Leipzig eine periodische Flutung der Lehmlachen mit Elsterwasser betrieben (Mäkert & Zitschke 2001). Im Jahr 2015 kam es erneut zu baulichen Eingriffen im Gebiet der Papitzer Lehmlachen. Die Bewässerung hat sich als erfolgreich erwiesen, aber das Auslassbauwerk an der Weißen Elster war erneuerungsbedürftig. Um die überlebensnotwendige Wasserzufuhr der Lachen auch in Zukunft zu gewährleisten, wurde es im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe durch eine moderne Konstruktion ersetzt (Vlaic 2017).

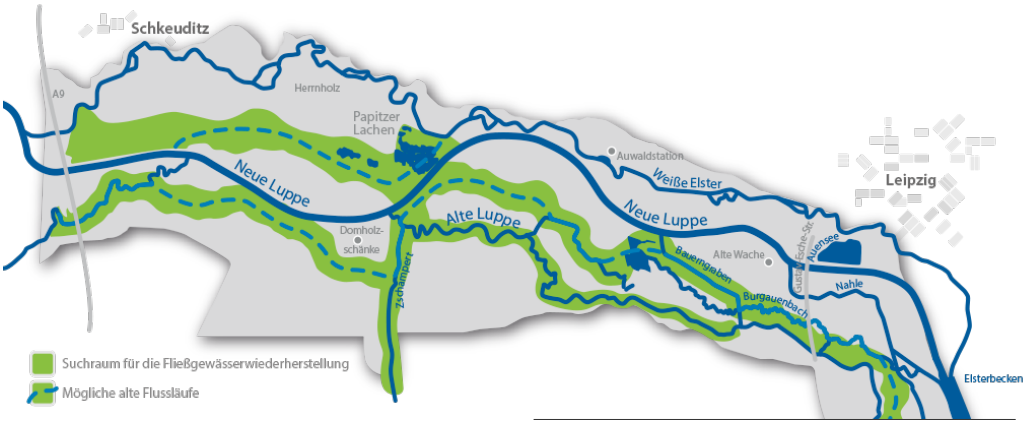


Abb. 1: Schematische Übersicht zum Gewässersystem des nordwestlichen Leipziger- und Schkeuditzer Auwalds. Grafik: U. Schroeder

Untersuchungsmethodik und verwendete Begriffe

Methoden

Aus den naturschutzfachlichen Unterlagen der Autoren aus dem Zeitraum von 1950 – 2012 (R.Z.) bzw. 1969 – 2022 (W.R.G.) wurden alle Angaben zu Beobachtungen von Wildfischen im UG ausgewertet. Die Angaben von den Autoren kamen durch Beobachtungen zustande und wurden durch Zufallsfänge beim Keschern von Wassergetier in den Lehmlachen ergänzt. Die Angaben zur Fischfauna der Fließgewässer und der Papitzer Lehmlachen im NW-Leipziger Auwald (Projektbereich Lebendige Luppe) wurden auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie und Fischereibehörde (2015) zusammengestellt. Dabei handelt es sich um eine Gesamtdarstellung aller Elektrobefischungen (Stand 2015) der entsprechenden Gewässerabschnitte im Projektbereich Lebendige Luppe. Weiter wurden die Daten des Arten-Monitorings im Projekt Lebendige Luppe (Stand 2022) mit eingearbeitet. Hier wurden mittels Gitterreusenfallen (Minnow Traps), Kescherfang und Beobachtung auch Angaben zu Wildfischarten dokumentiert und ausgewertet. Dazu kamen in den Bericht die zitierten Literaturbelege und mündlichen Mitteilungen einzelner Informanten. Aufgrund dieses unterschiedlichen Methodenbestecks sind die Angaben untereinander nicht vergleichbar. Ebenso lassen sich Trends wie Zu- oder Abnahme von Arten oder Individuenzahlen damit

nicht belegen. Die Zusammenschau der Daten zur Wildfischfauna im UG ist somit nur eine erste Zusammenfassung zum Bestand dieser so vernachlässigten Wildtiergruppe. Sie zeigt auch, wie begrenzt die Artengruppe ist und dokumentiert mögliche Beziehungen zwischen Fließgewässerbesatz und der Existenz einer speziellen Fauna der Standgewässer.

Begriffe

Zur begrifflichen Klärung soll weiterhin erwähnt werden, dass „Überflutungen" in dem UG sich auf die drei letzten großen Hochwasser in den Jahren 1994, 2011 und 2013 beziehen, wo einmalig mit dem Wasser die Fische der Fließgewässer in die permanent bzw. periodisch wasserführenden Tümpel, Weiher und Altwässer eingespült wurden. Der Begriff „fehlende Austrocknung" bezieht sich auf die seit den 1990er Jahren auftretenden Veränderungen in der Wasserführung verschiedener Standgewässer im UG. Die Ursachen dafür sind sehr unterschiedlich, teils vom Menschen gemacht oder unbekannt. Das sind zwei ganz verschiedene Phänomene, die sich verschieden auf die jeweilige Fischfauna auswirken. Entsprechend den Habitatbedingungen wird sich immer langfristig eine entsprechende Fischfauna einstellen. Die „periodische Flutung" ist das dritte Phänomen, was hydrologisch in das UG eingreift. Ab 1993 wurden durch den NABU Sachsen über Einlassbauwerke Teile der Papitzer Lehmlachen und ab 1997 der Burgaue über Fließsysteme wie Elsterzulaufgraben oder Burgauenbach periodisch mit Wasser versorgt. Dadurch kam es zu verstärkten Kontakt zu den Fließgewässern und es konnten sich in einigen Standgewässern auch Lebensraum-untypische Arten dauerhaft einnischen.

3 Die Fischfauna der Fließgewässer im nordwestlichen Leipziger und Schkeuditzer Auwald

Die Weiße Elster ist in der Leipziger Region mit 28 Arten wildlebender Fische der artenreichste Fluss (Tab. 1). Räuberisch lebende Arten wie der Hecht (*Esox lucius*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Zander (*Sander lucioperca*) und Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) sind reichlich vertreten. Mit 26 Arten ist die Neue Luppe im gleichen Untersuchungsraum nicht viel weniger fischreich. Hier dominieren Plötze (*Rutilus rutilus*), Döbel (*Squalius cephalus*) und Barbe (*Barbus barbus*). Dagegen spielen Raubfische wie Flussbarsch, Hecht und Zander hier nur eine untergeordnete Rolle. Der Restlauf der Alten Luppe ist in der Zusammensetzung der Fischarten sehr ähnlich ist. Im Vergleich zum Zschampert fehlen hier Aland (*Leuciscus idus*) und Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*). Die Befischungen der Alten Luppe zwischen Zschampertmündung und Mündung in die Neue Luppe ergaben zwischen 2007 und 2014 bis zu sieben Fischarten, wobei Döbel, Gründling (*Gobio gobio*) und Dreistachliger Stichling dominierten (Arnold 2015).

Die westlich vom Elsterbecken befindlichen Fließstrecken der Kleinen Luppe (23 Arten) und der Nahle (5 Arten) sind teilweise recht individuenreich und stellen bei zukünftigen Flutungsprojekten im Burgauenbereich eine Gefahr für die Amphibien und Urzeitkrebse der Lehmlachen/Kolke dar (siehe Hochwasser 2011, 2013 und der Fischeintrag in die WSL).

Wasserzuführend im Gebiet ist noch der Zschampert mit immerhin acht Fischarten (sechs Arten sicher nachgewiesen) zu nennen. Er wird vom Döbel, Gründling, Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Dreistachliger Stichling dominiert. Als Einzeltiere traten Aland und Blaubandbärbling (Hecht, Flussbarsch?) auf. Nicht sicher ist bisher das Vorkommen des Bitterlings im Zschampert und das Vorkommen des Zwergstichlings (*Pungitius pungitius*) in seinem Einzugsgebiet (Augraben südlich ehemaliger Bahnlinie) (Arnold 2015). Aus dem Bauerngraben und dem Burgauenbach sind bisher keine Fischvorkommen bekannt. Der Saale-Leipzig-Kanal hat den Charakter eines Weiher-ähnlichen Standgewässers. Aus ihm sind 14 Fischarten bekannt (Arnold 2015). Es dominieren Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Güster (*Blica bjoerkna*), Plötze, Blei (*Abramis brama*) und Flussbarsch.

Tab. 1: Fischfauna der Fließgewässer im NW-Leipziger Auwald (Tabelle erstellt auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, aus dem Projekt Lebendige Luppe 2015, Fischereibehörde 2015 und * nach Arnold (2015)).

		Schutz-status	Weiße Elster	Neue Luppe	Alte Luppe	Kleine Luppe	Nahle	Zschampert	Elster-Saale-Kanal
Nr.	Art	Rote Liste SN 2015	Art präsent/ Anteil %	Art präsent/ Anteil %	Art präsent/ Anteil %	Art präsent/ Anteil %	Art präsent/ Anteil %	Art präsent/ Anteil %	Art * präsent/ Anteil %
1	Aal	2	+/1,2	+/0,8	-	+/0,9	+/20,0		+
2	Aland	ng	-	-	-	-	-	+/1,0	-
3	Bachforelle	ng	-	+/0,03	-	-	-		-
4	Barbe	3	+/0,9	+/11,1	-	+/1,7	-		-
5	Bitterling	3	+/17,1	+/1,8	-	+/0,3	-		-
6	Blauband-gründling	ng	+/0,2	-	-	+/0,06	-	+/0,5	-
7	Blei	ng	+/1,3	+/3,8	-	+/6,4	-	-	+
8	Döbel	ng	+/11,1	+/18,4	+/59,0	+/15,8	-	+/48,7	+
9	Dreistach-liger Stichling	ng	+/2,4	+/6,4	+/16,4	-	+/24,0	+/6,7	-

10	Flussbarsch	ng	+/1,o	+/4,2	+/1,6	+/5,1	+/32,0	+/0,5	+
11	Giebel	ng	+/0,6	+/2,1	-	+/0,2	-	-	+
12	Graskarpfen	ng	-	-	-	-	-	-	+
13	Gründling	ng	+/4,0	+/6,6	+/18,0	+/6,2	-	+/33,9	-
14	Güster	ng	+/4,9	+/3,8	-	+/5,8	-	-	+
15	Hasel	ng	+/0,5	+/0,07	-	+/4,3	-	-	-
16	Hecht	ng	+/0,8	+/0,7	-	+/0,8	-	+/0,5	+
17	Karausche	2	+/0,3	+/0,4	-	-	-	-	-
18	Karpfen	ng	+/12,8	+/0,3	-	+/0,3	-	-	+
19	Kaulbarsch	ng	+/0,2	+/1,2	-	+/2,8	-	-	-
20	Marmor-karpfen	ng	+/0,02	-	-	-	-	-	-
21	Moder-lieschen	V	+/0,3	+/4,4	+/0,8	-	-	-	-
22	Nase	3	+/0,02	-	-	-	-	-	-
23	Neunstachli-ger Stichling	3	-	-	-	-	-	-	-
24	Plötze	ng	+/11,6	+/2,3	-	+/12,5	+/22,0	-	+
25	Quappe	3	+/0,02	+/1,0	-	+/0,6	-	-	-
26	Rapfen	ng	+/0,1	+/0,1	-	+/0,06	-	-	-
27	Regenbo-genforelle	ng	-	+/0,03	-	-	-	-	-
28	Rotfeder	V	+/2,2	+/0,6	-	+/1,6	+/2,0	-	+
29	Schleie	ng	+/0,3	+/0,1	-	-	-	-	+
30	Schmerle	ng	+/0,04	-	+/4,1	-	-	+/8,2	-
31	Silber-karpfen	ng	-	-	-	+/0,06	-	-	-
32	Ukelei	ng	+/25,8	+/4,0	-	+/31,0	-	-	-
33	Wels	ng	+/0,2	+/0,6	-	+/0,1	-	-	+
34	Zander	ng	+/0,04	+/0,4	-	+/1,8	-	-	+
35	Zährte	2	-	-	-	+/1,6	-	-	-
	gesamt		**28**	**26**	**7**	**23**	**5**	**8**	**14**

4 Die Fischfauna der Waldspitzlachen und der Papitzer Lehmlachen Waldspitzlachen

Die Feldkarte der Waldspitzlachen von 2014 mit der aktuellen Lachennomenklatur (Lachenkonzept für den Leipziger Auwald, Abschlussbericht 2014, Kleinknecht et al. 2014) soll zur besseren Raumzuordnung beim Lesen der Ausführungen vorangestellt werden (Abb. 2).

Historische Entwicklung

Historisch ist über die Fischfauna dieses Gebietes wenig bekannt. Die Auenlandschaft in der Burgaue zwischen Waldspitze und Kulkelache südlich der Neuen Luppe ist wassertechnisch eng vernetzt. Wassereinstrom und Wasseraufstau erfolgen über ehemalige Urstrommulden und füllen zeitweise die angrenzende Burgaue. Mit dem Lehmabbau zwischen Böhlitz-Ehrenberg und Gundorf entstand hier ein Mosaik unterschiedlich alter Lehmgruben. Nach dem um 1920/30 auslaufenden Lehmabbau entstand speziell an der Waldspitze eine Grubenfläche von ca. 50 ha im

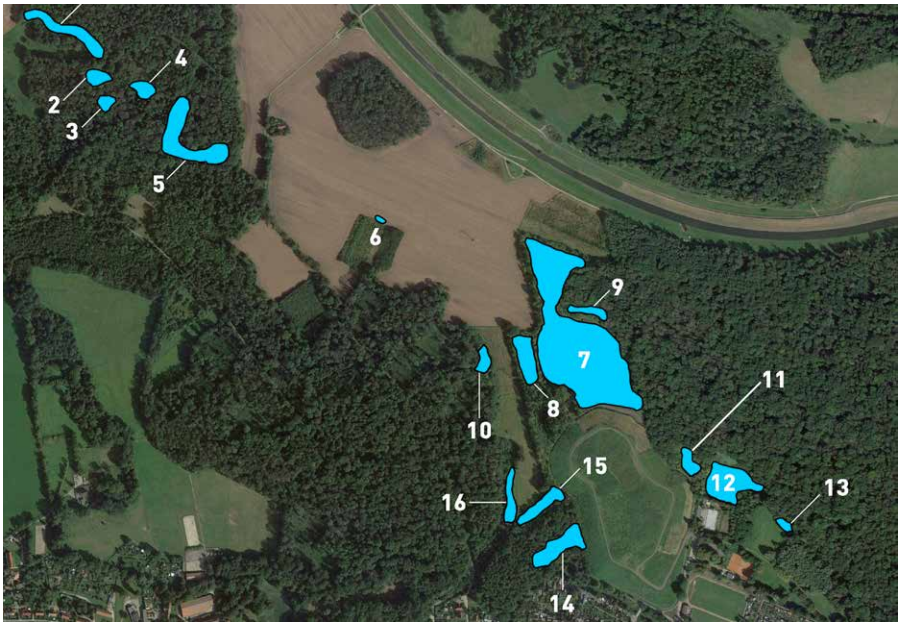


Abb. 2: Übersicht zur Nomenklatur der Waldspitzlachen und das Fließsystem der Kulke-Lachen im NSG Burgaue, 1 N-KU1a, 2 N-KU1b, 3 N-KU1c, 4 N-KU1d, 5, N-HT1, 6 N-WS3, 7 N-WS1a, 8 N-WS1b, 9 N-WS1c, 10 N-WS2, 11 N-SB1a, 12 N-SB1b, 13 N-SB1c, 14 N-BE1, 15 N-BE2, 16 N-BE3; Kartengrundlage Google Earth, 2023. Grafik: J. Händel



Abb. 3: Der Giebel ist eine der letzten autochthonen Fischarten in den südlichen Waldspitzlachen. Foto: W.-R. Grosse

nahen Grundwasser- und Uferfiltratbereich der um diese Zeit noch aktiv fließenden Alten Luppe. Die Müllverkippung von 1950 – 1980 verkleinerte und teilte die Waldspitzlachen (Abb. 2). Der nördliche Teil (N-WS1a–c, N-WS2) wurde mehrmals durch schwere Überflutungen mit phenolhaltigem Hochwasser der Neuen Luppe und des Bauerngrabens vergiftet. Hervorgerufen beispielsweise 1965 durch das offengelassene Bauerngrabensiel ergossen sich die Wassermassen südlich der Neuen Luppe bis in den Bereich des Hakenteiches und der Kulke (N-KU1a–d, N-HT). Damit waren die gesamte autochthone Fischfauna ebenso wie alle Amphibien und sonstige Tümpeltiere abgestorben. Weitere besonders heftige Flutungen der Lehmlachen erfolgten in den Jahren 1976, 1981 und 1987 (Archiv Zitschke 2018). Auch nach den Veränderungen der Wasserqualität der Fließgewässer nach 1989 siedelten sich vorerst nur wenige Fischarten wieder an (Karausche (*Carassius carassius*), Dreistachliger Stichling). Dagegen erholten sich die Bestände der Amphibien und der Urzeitkrebse schneller (Grosse 1977, 2006). Der südliche Teil der Waldspitzlachen (N-SB 1a–c) ebenso wie die Restgewässer der Alten Luppe (N-BE1–3) blieben aufgrund ihrer Lage von den Überschwemmungen verschont und wurden über die Jahre nur von Grund- und Filtratwasser gespeisst. Deshalb erhielt sich hier der letzte autochthone Wildfischbestand von Karausche und Giebel (*Carassius gibelio*) (Archiv Zischke 2018) (Abb. 3). Nicht belegt in aktuellen Untersuchungen ist der Erhalt von Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Zwergstichling. Lediglich Dreistachlige Stichlinge wurden bisher nachgewiesen. Dieter

Florian hat die Fische in Müller et al. (1995) bearbeitet und erwähnt den Schlammpeitzger wie folgt: „1995 Lachen an der Waldspitze Böhlitz-Ehrenberg, nächstes bekanntes Vorkommen Imnitzer Lachen bei Zwenkau“ (Abb. 4).

Erwähnenswert ist das nebeneinander (Über)leben von Fisch- und Amphibienfauna über die Jahrzehnte im Südteil der Waldspitzlachen in der Grube N-SB1b allemal. Die letzten bedeutenden Vorkommen von Laub- und Moorfrosch, Knoblauchkröte befinden sich hier ebenso wie einige wenige Nachweise von Kammmolchen.

Aktuelle Fischfauna

Aus den Jahren 1965–2002 liegen von sieben Fischarten aus den Waldspitzlachen eigene Beobachtungen vor (Tab. 2). Dabei dominierten Karausche, Giebel und Schleie (*Tinca tinca*), seltener wurden Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*), Gründling und Dreistachliger Stichling gefangen. Mehrere größere Wasserpassagen nach 1989 fluteten das Gebiet. Am nachhaltigsten wirkten sich die Hochwasser 1994, 2011 und 2013 aus. Im Jahr 1994 kam es durch Rückstau des Bauerngrabens bei gleichzeitiger Flutung der Nordlachen W-S1 und N-WS2 durch den neu entstandenen Burgauenbach zu einer Wasserpassage über die Alte Flutrinne zu den Kulkelachen und durch Rückfluss in den Hakenteich. Noch gravierender waren die Flutungen durch das in den Jahren 2011 und 2013 geöffnete Nahleauslasswerk, das kurzzeitig den nördlichen Teil des



Abb. 4: Unklar ist das aktuelle Vorkommen des Schlammpeitzgers in den Waldspitz- und Kulkelachen. Foto: D. Florian



Abb. 5: Flutungen der Burgaue durch das in den Jahren 2011 und 2013 bei Extremhochwasser geöffnete Nahleauslasswerk trugen wesentlich zum Fischeintrag und damit zum Rückgang der Amphibien in den Waldspitzlachen bei. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 6: Die Waldspitzlachen sind nach den Hochwasserereignissen in den letzten Jahren mangels Wasserstanddynamik zum „Fischteich“ geworden. Foto: W.-R. Grosse

Luppepolders flutete (Abb. 5). Das erklärt auch den massiven Fischeintrag in die nördlichen Waldspitzlachen und danach den rasanten Amphibienschwund in den Gewässern (Abb. 6). Zwischen 2014–2022 konnte 11 Fischarten nachgewiesen werden (Tab.2). Große Individuen der Plötze wurden jährlich beobachtet (Abb. 7). Ebenso liegen Sichtbeobachtungen großer Individuen von Flussbarsch, Hecht und Aland seit dem Jahr 2014 vor (Abb. 8). Waren es früher vor allem Kescherfänge kleiner Fischarten, werden heute aufgrund der Reusenöffnung vor allem Jungtiere beim Monitoring des Projektes Lebendige Luppe in den Gitterreusenfallen gefangen (Tab.2, A. Grimm-Seyfarth, pers. Mitt. 2022). Die Fischfauna des Nordteils der Waldspitzlachen ist seit den Jahrhunderthochwassern wahrscheinlich identisch mit der von Nahle und Neuer Luppe (Tab.1) (Abb. 9). Inwieweit sich die Arten in den Stillgewässern halten können bleibt abzuwarten. Dabei scheint die Existenz des Alands in den Waldspitzlachen besonders bedrohlich. Er hält sich oft in krautiger Ufervegetation auf, ist Allesfresser und ernährt sich auch von der Kleingewässerfauna, deren Umfang gewässerbedingt nicht sehr groß ist. Er ist aus der Kleinen Luppe und der Weißen Elster bekannt (Tavares 2019).

Der Blaubandbärbling hat sich gut an die Gewässervielfalt des Nordwestlichen Leipziger Auwaldes angepasst. Er wurde in der thüringschen Weißen Elster erstmals 1985 nachgewiesen (Tavares 2019) und tauchte etwa 2011/2013 in den Waldspitzlachen auf. Bei starker Vermehrung kann es zum Verdrängen der heimischen Fischarten kommen. Die Art ist ein Nahrungskonkurrent und als Laichräuber kleinerer Fischarten gefürchtet. Die Weibchen laichen mehrmals im Jahr, so dass stets Individuen aller Größen nachgewiesen werden konnten. Die Nahrung besteht aus Phyto- und Zooplankton, kleinen Wasserinsekten und Fischeiern. Allerdings stellen ihm Prädatoren wie Eisvogel, Ringelnatter, Hecht und Flussbarsch intensiv nach. Seine Population in



Abb. 7: Plötze. Foto: P. Fritzsche



Abb. 8: Junger Hecht frisst einen jungen Flussbarsch und stirbt dabei. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 9: Hochwasserflut 2013, Straßenüberlauf von den Waldspitzlachen in den Pfingstanger. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 10: Der Blaubandbärbling wird von Hecht und Flussbarsch erbeutet. Foto: W.-R. Grosse

den Waldspitzlachen hält sich bisher sichtlich in Grenzen (Abb. 10).

Die Flutungen 2011 und 2013 haben sicher auch Fische in den Bauerngraben und den Burgauenbach eingespült, allerdings konnten bis 2022 keine Individuen davon nachgewiesen werden. Ebenso blieben die Kulke-Lachen, der Hakenteich und die Feldlache N-WS3 fischfrei, was sie besonders für die Amphibienfauna und das Überleben der Populationen der Urzeitkrebse aus naturschutzfachlicher Sicht wertvoll macht (Grosse 1980). Derartige Verhältnisse sollen auch durch die weiteren Flutungen des Auwaldes südlich der Neuen Luppe im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe der Stadt Leipzig und weiterer Partner erhalten werden.

Tab. 2: Fischfauna der Waldspitzlachen (LL-Mon. – Monitoring im Projekt Lebendige Luppe, Daten Alte Luppe und Nahle auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie), h häufig, s selten, v vereinzelt).

		Waldspitzlachen Grosse & Zitschke 1965 – 2002		Waldspitzlachen Grosse & LL- Mon. 2014 – 2022		Alte Luppe LfULG 2015		Nahle LfULG 2015	
Nr.	**Art**	**Präs.**	**Anteil**	**Präs.**	**Anteil**	**Präs.**	**Anteil %**	**Präs.**	**Anteil %**
1	Aal							+	20
2	Aland			+	s				
3	Barbe								
4	Bitterling			+	h				
5	Blaubandbärbling			+	h				
6	Blei								
7	Döbel					+	59		
8	Dreistachliger Stichling	+	h	+	m	+	16	+	24
9	Flussbarsch			+	s	+	2	+	32
10	Giebel	+	s						
11	Gründling	+	s	+	s	+	18		
12	Güster								
13	Hasel								

14	Hecht			+	s				
15	Karausche	+	h	+	v				
16	Karpfen								
17	Kaulbarsch								
18	Marmorkarpfen								
19	Moderlieschen	+	h	+	s	+	1		
20	Nase								
21	Plötze			+	v			+	22
22	Quappe								
23	Rapfen								
24	Rotfeder			+	v			+	2
25	Schleie	+	s	+	s				
26	Schmerle					+	4		
27	Ukelei								
28	Wels								
29	Zander								
30	Zwergstichling	+	s						
	Anzahl Arten	**7**		**11**		**6**		**5**	

Papitzer Lehmlachen

Die Feldkarte von 2018 mit der aktuellen Nomenklatur der PLL (Projekt Lebendige Luppe, Scholz 2019) soll zur besseren Raumzuordnung beim Lesen der Ausführungen vorangestellt werden (Abb. 11).

Aus den Jahren 1972–2002 liegen von 13 Fischarten aus den Papitzer Lehmlachen eigene Beobachtungen vor (Tab. 3). Dabei dominierten Karausche, Dreistachliger Stichling und Bitterling, seltener wurden Moderlieschen, Schleie und Hecht gefangen. Gleichermaßen bedeutungsvoll sind die Nachweise aus dem Kreis der Angler aus diesem Zeitraum. Das betrifft besonders die Informationen zu den großen Individuen räuberischer Arten wie Flussbarsch und Hecht, aber auch Plötze, Blei und Rotfeder wurden bei einer Befragung genannt. Weiterhin wurden die Papitzer Lehmlachen zwischen den Jahren 2006 bis 2009 in

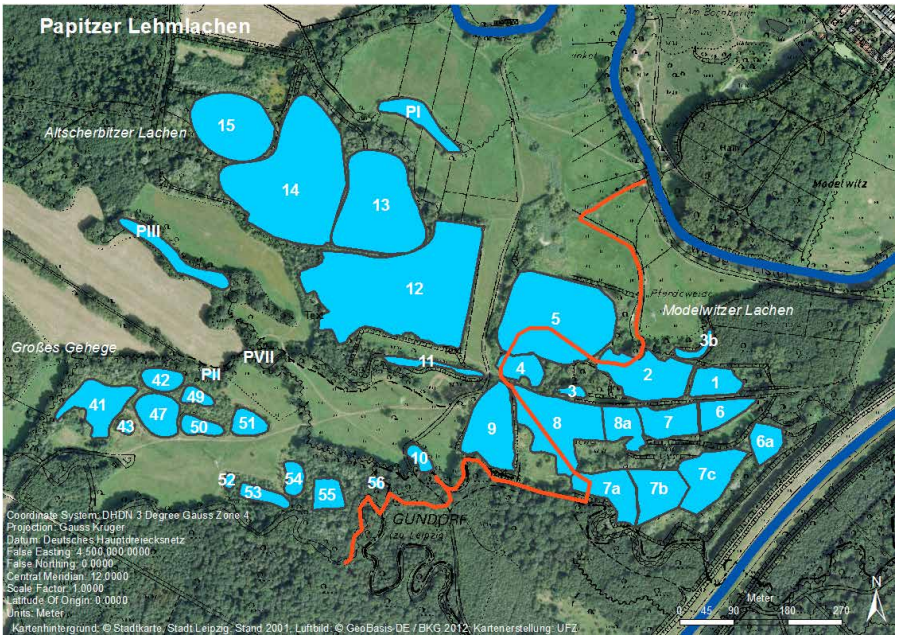


Abb. 11: Übersicht zur Nomenklatur der Papitzer Lehmlachen (Karte Projekt Lebendige Luppe und M. Scholz, UFZ Leipzig, Stand 2019). Die rote Linie markiert den Wasserzulauf bei der temporären Flutung der Papitzer Lehmlachen.

dem Teil der Modelwitzer Lachen 3 bis 5 insgesamt viermal elektrisch befischt, wobei 13 Arten wildlebender Fische festgestellt wurden (LfULG/Fischereibehörde 2015). Dabei dominierten Karausche, Bitterling, Blaubandbärbling, Dreistachliger Stichling und Moderlieschen. Seltener waren Ukelei (*Alburnus alburnus*), Güster, Giebel und Hecht anzutreffen.

Historische Entwicklung

Historisch ist über die Fischfauna dieses Gebietes wenig bekannt. Die Lehmlachen 1 bis 8 bilden den ältesten Teil. Hier begann von Modelwitz aus die Auslehmung zwischen 1870 und 1890 (Modelwitzer Lachen) (Grosse 2021). Das genaue Datum, an dem die Auslehmung begann, ließ sich nicht mehr feststellen. Aus den Schkeuditzer Stadtberichten von 1840 geht hervor, dass das Rittergut Lützschena bis dahin rein landwirtschaftlich genutzt wurde. Erste Anhaltspunkte für die Existenz einer Ziegelei geben die zwischen 1880–1885 gebauten „Modelwitzer Häuser». Es lässt sich somit nur schlussfolgern, dass die Ziegelei sicher um

1870 im Zuge der allgemeinen Industrialisierung entstanden ist. Die Grundkarte von 1879 zeigt noch keine Einträge der Lehmgruben. Diese erscheinen erst als teilweise geflutete Gruben auf der Grundkarte von 1923 (Abb. 11). Die Auslehmung mittels Handabstich erfolgte etwa ab 1870 bis 1900 (?) in den Lachen 1, 2, 3, 4, 5 und für die Gebiete 6, 7, 8 datiert das Ende der Auslehmung etwa 1920. Der Ausschnitt der Topografischen Karte von 1923 zeigt den Lehmabbau und die Lehmbahn der Modelwitzer Lachen (Archiv Zitschke 2018). Im Süden des UG verlief zu dieser Zeit noch die (Alte) Luppe als Fließgewässer.

Nach der Auslehmung der Gruben 1–8 etablierte sich darin bis etwa 1935 eine Teichwirtschaft. Sie wurde über ein Grabensystem aus der Weißen Elster (im Bereich der Lehmgrube 1) mit Elsterwasser versorgt. Die Lehmgruben 1 bis 8 waren verbunden und entwässerten über ein Regelwerk an der Südwestecke der Lehmgrube 8 in den dortigen Luppealtarm. Weitere Reste der Teichwirtschaft finden sich in einem Brunnenfundament und Mauerresten an der Südseite der Grube 3. In den Archiven konnten bisher keine weiteren Angaben zu der Teichwirtschaft gefunden werden. Möglicher Weise wurden hier privat Speißefische gezüchtet. Über das Elsterwasser kamen sicher weitere Wildfischarten in das Gebiet der Lehmgruben. Da das Gebiet zeitweise trockenfallende Lehmgruben und dauerhaft Wasser führende Altarme der Weißen Elster beinhaltete, veränderte sich die Fischfauna insgesamt wenig, in den Teilen der trockenfallenden Standgewässer sicher häufig. Die systematische Flutung der Modelwitzer Lachen über ein Einlassbauwerk durch den NABU Leipzig begann dann im Jahr 1993 (Abb. 12).



Abb. 12: Neubau des Einlassbauwerkes von Elsterwasser in die Modelwitzer Lachen im Jahr 2015. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 13: Winterhochwasser der Neuen Luppe im Jahr 2011, hinter dem Luppedamm entstanden kurzzeitig großflächige Feuchtgebiete. Foto: W.-R. Grosse

Das Gebiet des Großen Geheges war bis 1960 eine Auenwiese. In den Jahren von 1960 bis 1970 erfolgte hier eine großflächige Lehm- und Kiesentnahme zur Erhöhung des Dammes der Neuen Luppe. Von 1983–85 fanden vor allem in den Bereichen 54/55 durch den VEB Tief und Straßenbau Schkeuditz weitere Auskiesungen zum Ausbau des Flughafens Schkeuditz statt, so dass weitere Kiesgewässer hinzukamen. Durch den Anglerverband erfolgte in den 1980er Jahren aufgrund der guten Wasserverhältnisse mehrmals im Großen Gehege ein Fischbesatz (Hecht



Abb. 14: Der Bitterling besiedelt die dicht bewachsenen Uferbereiche der Weißen Elster in Höhe des Einlassbauwerkes. Foto: P. Fritzsche

und Flußbarsch in Nr. 41, 50 und 54 Ost und West). Des Weiteren wurde wahrscheinlich durch das Einbringen von Teich- und Malermuscheln der Bitterling in dieses Gebiet eingeschleppt.

Aktuelle Fischfauna

Von 28 Fischarten in der Weißen Elster sind 14 Arten in den Papitzer Lehmlachen anzutreffen. Dabei hatte lediglich der Bitterling einen dominanten Anteil sowohl im Fluss als auch in den Lehmlachen. Alle anderen Arten waren unterschiedlich vertreten. Als Charakterarten der Papitzer Lehmlachen betrachtet über die letzten Jahrzehnte waren Bitterling, Dreistachliger Stichling, Moderlieschen und Karausche erfolgreich, wobei die Unterscheidung letzterer zum Giebel nicht immer eindeutig aus den Aufzeichnungen hervorging. Sowohl die jährlichen periodischen Flutungen seit Anfang der 1990er Jahre über das Einlassbauwerk (Vlaic et al. 2017, Projekt Lebendige Luppe) als auch verschiedene Hochwasserereignisse (zuletzt Winter 2011, Sommer 2013) führten zu beträchtlichen Fischeinträgen (Abb. 13). So konnten im direkten Zuflussbereich des Wassers aus der Weißen Elster in die Papitzer Lehmlachen Flussbarsch, Zander, Bitterling, Dreistachliger Stichling und Blaubandbärbling nachgewiesen werden (Abb. 14 und 15). Manche Arten wie beispielsweise der Zander hielten sich meist nicht lange in den Lehmgruben. Andere wie Karpfen, Blei und Rotfeder konnten nur selten in Form einzelner Totfunde großer Individuen beim Trockenfall der Lehmgruben 7, 7a und b, 8 und 9 nachgewiesen werden, wo sie dann Beute des Waschbären wurden. Der Blaubandbärbling ist seit Anfang der 1990er Jahre aus den Papitzer Lehmlachen bekannt.

Der Europäische Schlammpeitzger lebt bevorzugt in stehenden und langsam fließenden Gewässern. Sein aktuelles Vorkommen in der Leipziger Elsteraue ist umstritten. Die Befischungsprotokolle der Anglerverbände und Fischereibehörden erwähnen die Art nicht.



Abb. 15: Dreistachliger Stichling, ein Massenfisch der Papitzer Lehmlachen. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 16: Schlammpeitzger, das kleine unterständige Maul ist von zehn Barteln umgeben. Foto: D. Florian

Entsprechend werden im Verbreitungsatlas der Fische Sachsens auch keine Fundpunkte für den West- und Südraum Leipzig benannt (Füllner et al. 2016). Die Angaben in der Literatur zu Vorkommen im Leipziger Auwald sind meist allgemein (Arnold 1994, D. Florian in Müller et al. 1995, Tavares 2019). Die zur Aquarienausstellung des Vereins Aqua-West Leipzig im Jahr 1981 ausgestellten Schlammpeitzger sollen von Max Füge aus dem Westteil der Papitzer Lehmlachen entnommen und später wieder dort ausgesetzt worden sein, was aber angezweifelt wird. Konkretere Hinweise aus dem Gebiet liegen von R. Zitschke vor, wonach im Jahr 1986 der Elsteraltarm P I wegen dem Bau der Abwassertrasse an der Weißen Elster fast trocken fiel und darin Karauschen, Schleie und Schlammpeitzger gefunden wurden (Belegfoto, Archiv R. Zitschke 2018). Eine unbestätigte Angabe existiert noch aus der Weißen Elster aus dem Jahr 2012 von U. Strötzel, dem die Präsenz der Art im Fluss bekannt ist; ebenso unbestätigt ist die Sichtung der Art von ABM-Mitarbeitern 1994 im alten Wehlitzer Freibad in Schkeuditz unweit der Weißen Elster (Abb. 16).

Das silberfarbene und mit dem weißlichen Bauch gekennzeichnete Moderlieschen war bis in die 1990er Jahre in den Papitzer Lehmlachen weit verbreitet und trat zum Teil in Massen auf. Dieser gesellige Schwarmfisch hielt sich stets in Oberflächennähe auf, wo die Tiere nach Plankton und kleinen Insekten jagten, dabei fraßen sie auch den an der Oberfläche treibenden Blütenstaub (Beobachtung von R. Zitschke). Die in Strängen abgelegten Eier fanden sich häufig an Wasser- und Sumpfpflanzen, unter Blättern und an Holzstückchen nahe der Wasseroberfläche. Die Männchen der Moderlieschen betreiben aktive Brutpflege bis zur Schwimmfähigkeit der Jungfische (Arnold 2022).

Die Papitzer Lehmlachen hatten aber insgesamt in den 1960er bis 1990er Jahren nur geringen Fischbesatz (Tab. 3). Vor allem die Flussfische fehlten. Nur die großen Hochwasser



Abb. 17: Teichmuschel mit Fraßspuren des Minks. Foto: W.-R. Grosse



Abb. 18: Der Bitterling hat als invasive Art in fast allen Teilen der Papitzer Lehmlachen das Moderlieschen verdrängt. Foto: W.-R. Grosse

der 1980er Jahre schwemmten vereinzelt Fische ein. Meist verblieben die nicht lange in den Lachen, da diese wieder austrockneten oder Räuber die Fische holten. Nur in den größeren Kieslöchern des Neuen Geheges hielten sich einige Arten. Mit dem Beginn der periodischen Flutungen der PLL veränderte sich die Situation. Die Artenzahl der Fische verdoppelte sich. Es kommt in den Lachen mit direktem Kontakt zum Flutungswasser in unregelmäßigen Abständen zu Massenvermehrungen des Dreistachligen Stichlings (zuletzt in den Jahren 2015 oder 2019 in den Lachen 2–5,8, 7a–c und dem Luppealtarm 10). Die Art toleriert höhere Wassertemperaturen recht gut und kommt auch mit trockenfallenden Gewässern zurecht. In der Nordaue besiedelt er alle Weiher und Tümpel und taucht auch als Wanderfisch in Auegräben und kleinen Bächen auf (Zschambert). Er verdankt seine Anpassungsfähigkeit und Omnipräsenz u.a. seiner optimalen Brutpflegestrategie des Männchens.

Mit der Etablierung der Kleinen Teichmuschel (*Pseudanodonta complanata*) in vielen Teilen der Papitzer Lehmlachen vermehrten sich auch die aus der Weißen Elster eingespülten Bitterlinge beträchtlich. Sie haben heutzutage die Moderlieschen fast verdrängt. Neben der ökologischen Anpassungsfähigkeit dieser kleinen Fischart war die Fortpflanzungsstrategie dem Bitterling dabei behilflich. Zur Fortpflanzungszeit bilden die Weibchen eine lange Legeröhre aus, mit der sie ihre relativ großen Eier im Kiemenbereich von Großmuscheln deponieren können. Der Dottervorrat der Eier ermöglicht es den jungen Bitterlingen, bis zu



Abb. 19: Moderlieschen. Foto: U. Zuppke

einem weit fortgeschrittenen Jungfischstadium im geschützten Kiemenbereich der Muschel zu verbleiben. Man spricht hier von Brutvorsorge (Arnold 2022) (Abb. 17).

Die Weibchen des Blaubandbärblings können in einem Jahr drei bis vier Mal an dicht bewachsenen strömungsberuhigten Stellen ablaichen (Abb. 18). Die vermeintliche Verdrängung des Moderlieschens durch den Blaubandbärbling in den Standgewässern der Papitzer Lehmlachen kann nicht belegt werden (Abb. 19).

Tab. 3: Fischfauna der Papitzer Lehmlachen (LL-Mon. – Monitoring im Projekt Lebendige Luppe, Angaben LfULG 2006–2009 und Weiße Elster auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie), h häufig, s selten, v vereinzelt.

		PLL Grosse & Zitschke 1972 - 2002		PLL LfULG 2006-2009		PLL Grosse & LL-Mon. 2014 - 2022		Weiße Elster LfULG 2015	
Nr.	Art	Präs.	Anteil	Präs.	Anteil %	Präs.	Anteil	Präs.	Anteil %
1	Aal							+	1
2	Aland					+	s		
3	Barbe							+	1
4	Bitterling	+	h	+	26	+	h	+	17
5	Blaubandbär-bling			+	8	+	h	+	1
6	Blei	+	s			+	s	+	1
7	Döbel							+	11
8	Dreistachliger Stichling	+	h	+	7	+	h	+	3
9	Flussbarsch	+	v	+	3	+	s	+	1
10	Giebel	+	s	+	1			+	1
11	Gründling							+	4
12	Güster			+	1			+	5
13	Hasel							+	1
14	Hecht	+	v	+	1	+	s	+	1

15	Karausche	+	h	+	41	+	v	+	
16	Karpfen	+	s			+	v	+	13
17	Kaulbarsch							+	
18	Marmorkarpfen							+	
19	Moderlieschen	+	h	+	5	+	s	+	
20	Nase							+	
21	Plötze	+	v	+	2	+	v	+	12
22	Quappe	+	s					+	
23	Rapfen							+	
24	Rotfeder	+	s	+	2	+	v	+	2
25	Schleie	+	s	+	2	+	s	+	
26	Schmerle							+	
27	Ukelei			+	1			+	26
28	Wels							+	
29	Zander					+	s	+	
30	Zwergstichling	+	s			+	s		
	Anzahl Arten	**14**		**13**		**15**		**28**	

Fazit

Das UG mit seiner ganzen Vielfalt aus Siedlungen, Wald, Wiesen, stehenden und fließenden Gewässern unterliegt einem ständigen Wandel. Hochwasserereignisse und lange Trockenphasen wechseln sich ab. Die Fischfauna hat sich an diese Periodik angepasst. Das Wasser kommt und geht auch wieder und jeweiliges Gegensteuern durch den Menschen ist seit Jahrhunderten angesagt.

Die hier untersuchten Feuchtgebiete sind aus dem Lehmabbau hervorgegangenen. Darin befinden sich Standgewässer, die sich in den letzten hundert Jahren bis in die 1990er Jahre relativ unabhängig von den Fließgewässern der Elster-Luppe-Aue entwickelten. In den Fließgewässern konnten aufgrund der giftigen phenolhaltigen Abwässer der Karbochemie im Südraum von Leipzig kaum Fische und andere aquatische Organismen leben (Grosse 2001). Überflutungen durch Hochwässer führten regelmäßig zum Absterben der gesamten Tümpelfauna (Archiv Zitschke 2018). Lediglich in abgelegenen Gewässerteilen oder Feuchtsenken fanden sich aus-

gesprochene Überlebenskünstler unter den Fischen wie Karauschen, Giebel oder Pionierarten wie das Moderlieschen und der Dreistachlige Stichling. Aus Konkurrenzgründen fehlte wahrscheinlich in den Standgewässern der Zwergstichling (Selter & Arnold 2010).

Die politischen und wirtschaftlichen Veränderungen in Ostdeutschland nach 1989 führten auch zu einer drastischen Verbesserung der Wasserqualität der Fließgewässer Weiße Elster und Neue Luppe im Leipziger Raum, was natürlich dann auch bei einem Wassereintritt in die Aue zu vorher nicht dagewesenen Veränderungen der Fischfauna führte.

Zusammen mit der Gewässermorphologie entscheidet sich, ob ein Gewässer als Lebensraum für eine bestimmte Fischart geeignet ist (Füllner et al. 2016). Das trifft auch auf die künstlich geschaffenen Standgewässer im UG wie die Lehmlachen zu. Wichtig ist dabei der Anteil flacher krautiger Bereiche, die von wärmeliebenden Arten wie Schlei, Giebel oder Karpfen besiedelt werden (Tavares 2019). Derzeit kommen sämtliche wichtigen mitteleuropäischen *Fischarten* wie Aal, Barbe, Barsch, Bitterling, Brassen, Döbel, Dreistachliger Stichling, Elritze und Gründling in der Weißen Elster bei Schkeuditz vor (*https://www.monsterfisch.de/gewaesser/weisse-elster-schkeuditz/#fischbestand*, 29.9.2023). Gleiches trifft auch auf die Kleine Luppe und die Neue Luppe zu. Eine besondere Bedeutung für die Kleinfischfauna kommt noch den Altwässern im UG zu. Sie haben zu Zeiten stärkster Gewässerverschmutzung für das Überleben vieler Fischarten gesorgt. Die Altwässer der Alten Luppe (N-BE1–3) im Bereich der Waldspitzlachen beherbergten durchgängig Kleinfischarten wie Schlammpeitzger, Giebel und Karausche. Ähnlich liegen die Verhältnisse im Bereich der Modelwitzer Lachen, wo die Heuwegluppe (Nr.10) diese Funktion erfüllte. „Fremdfischarten" wurden bei großen Überflutungen zwar eingetragen, konnten sich aber über längere Zeit betrachtet nicht halten (Aland, Rotfeder, Flussbarsch). Unklar ist der Besatz mit dem Dreistachligen Stichling, der wohl als Allerweltsfisch Altwässer besiedelt und selbst Trockenfall dort überstehen kann. Weniger dramatisch ist bisher die Situation in Bezug auf den Besatz mit Neozoen, in unserem Fall mit dem Blaubandbärbling (Wiesner et al. 2010). Er wurde in allen Fließgewässern, den Lehmlachen und den Altwässern nachgewiesen. Die Verdrängung des Moderlieschens im UG durch die Art ist nicht zu belegen. Gefährdet ist das Moderlieschen vor allem wegen des Verlustes seines bevorzugten Lebensraumes wie stehende Klein-, Kleinst- und Flachgewässer durch die generelle Entwässerung der Auenlandschaft durch den Klimawandel und die fortschreitende Tiefenerosion der Flussbettes der Neuen Luppe zwischen Rosentalwehr in Leipzig bis zur Elstermündung an der A9 bei Schkeuditz.

Im UG gibt es eine Reihe periodisch wasserführender Lehmlachen und Altwässer. Dabei sind die Kulkelachen N-KU1–4 und der Hakenteich fischfrei. Hier dominiert deshalb die klas-

sische Tümpelfauna des Auwaldes. Die periodisch trockenfallenden Gewässer sind aus der Sicht der Amphibien und Urzeitkrebse besonders schützenswert (Laufer & Wollenzin 2011). Eigene Erfahrungen haben gezeigt, dass gelegentlich eingespülte Fische keine negativen Auswirkungen auf diese Arten hatten. Aufgrund der speziellen Gewässerökologie konnten sich diese Fische nicht halten. Historisch bis aktuell finden sich in der auch periodisch trockenfallenden Lehmlachen südlich des Bauerngrabens (N-SB 1b–c) Schlammpeitzger (?) und Karausche, ohne dass die Amphibienpopulationen (Moor- und Laubfrosch, Erdkröte) darunter leiden. Das Verschwinden aller Amphibien aus dem Altwasser N-WS1c in dem Burgauebereich ist die Folge von Missmanagement durch den Naturschutz (Umwandlung zu einem Fließgewässer). Erst in den Jahren nach der Überflutung 2011 kam es hier zusätzlich zur Ansiedlung von Fischen wie Rotfeder, Flussbarsch oder Aland aus der Nahle.

Bleiben abschließend noch die Folgen von natürlichen und künstlichen Überflutungen für die Fischfauna der Waldspitzlachen und der Modelwitz/Papitzer Lachen. Die natürlichen Überschwemmungen führten zu beschleunigten Fischeintrag ins UG. Für alle nicht periodisch trockenfallenden Gewässer wie beispielsweise die Lache N-WS1a–b wird sich standortbedingt über einen längeren Zeitraum eine spezielle Fischfauna etablieren. Dabei veränderten sich das Artenspektrum und auch die Individuendichte immer wieder. Gewässermerkmale, Klimaschwankungen und Prädatoren waren dafür ausschlaggebend. Für Amphibien sind das suboptimale Laichbedingungen und für Urzeitkrebse sowieso ungeeignet (Laufer & Wollenzin 2011). Künstliche periodische Flutungen spielten im Gebiet der Papitzer Lehmlachen seit dem Beginn des Naturschutzprojekts Lebendige Luppe im Jahr 1993 eine bedeutende Rolle bei der Veränderung der Fischfauna. Ebenso ist mit der Etablierung des Burgauenbaches im Jahr 1997 ein direkter Kontakt der Standgewässer mit dem Flusssystem der Weißen Elster bzw. der Kleinen Luppe/Nahle gegeben (Mäkert 2001, Steuer 2014, Vlaic 2017, Tavares 2019). Während durch den im Jahr 2023 rekonstruierten erweiterten Wasserzufluss in den Waldspitzlachen bisher keine Fischeinträge bekannt sind, kann man aus den periodischen Flutungen der Papitzer Lehmlachen nach fast 30 Jahren schon erste Erkenntnisse zur Fischfauna in verschiedenen Teilbereichen ableiten. Die größeren Standgewässer im Einlaufteil (Lehmlachen 2–4) haben trotz jahresperiodisch variabler Flutungen eine der Weißen Elster ähnlichen Fischbesatz. Fest etabliert haben sich vor allem Flussbarsch, Plötze, Schlei, Rotfeder, Bitterling und Blaubandbärbling. Gelegentlich möglicher Weise durch ständigen Neueintrag von Jungfischen wurden Zander, Blei oder Hecht beobachtet. Omnipräsent ist der Dreistachlige Stichling (Tavares 2019). Die periodisch trockenfallenden Teile der

Papitzer Lehmlagen (beispielsweise die Lachen 6a, 7, 7a–b, 8, 8a und 9) zeigen das historische Abbild der Fischfauna von Kleinstgewässern mit Karausche, Giebel, Dreistachliger Stichling und minderwüchsiger Schleie. Leider gelang auch hier in dem letzten Jahrzehnt kein Nachweis des Schlammpeitzgers (Archiv Zitschke 2018, Tavares 2019). Allerdings werden die Kescherfänge durch krautige Unterwasserstrukturen stark behindert, so dass andere Nachweismethoden (Röhrenreusenfallen) gefragt wären. Erwartungsgemäß weisen die periodisch trockenfallenden Gewässer eine wesentlich größere Vielfalt aus dem Bereich der Tümpelfauna auf (Grosse 1977, 1980, Hellriegel Institut e.V. 2012). Mit Rotbauchunke und Kammmolch sind auch geschützte Anhang II-Arten der Amphibien dabei. Sie können teilweise recht große Bestände aufbauen. Ein Nebeneinander von Fischen und Amphibien ist auch hier über Jahrzehnte möglich gewesen (Laufer & Wollenzin 2011). Die Altwässer werden nicht direkt über die künstlichen periodischen Flutungen erreicht. Natürliche Überflutungen fanden dagegen statt, ohne dass sich in den letzten 30 Jahren eine nennenswerte Fischfauna etablierte (Ausnahme mit Einschränkungen der Dreistachlige Stichling). Der Nachweisort einzelner großer Totfische im Landbereich (Karpfen, Blei und Hecht) mit Fraßspuren von Beutegreifern (Waschbär?) muss nicht direkt mit dem naheliegenden Gewässer korrespondieren. Die Beutefische können an den Fundort geschleppt worden sein. Die Vielfalt der Gewässertypen auf engstem Raum in den Papitzer Lehmlachen lässt das offen.

Danksagungen

Der Manuskriptentwurf entstand etwa in den Jahren 2007 bis 2010 und sollte hauptsächlich den Einfluss der Flutung der WSL durch den neu entstandenen Burgauenbach dokumentieren. Es war den Veränderungen der dramatischen Hochwassersituationen zwischen 2011 und 2013 geschuldet, dass es nicht ratsam erschien, das Vorhaben sofort zu Ende zu bringen. Durch Zufall wurden die Manuskriptentwürfe der beiden Autoren bei der Datensuche zum Abschlussbericht des Luppeprojektes 2023 „wiederentdeckt“. Eine Aktualisierung war notwendig und wird hiermit vorgelegt. Wir danken für Hinweise, Daten und Hilfen dem Anglerverband Leipzig e.V, Friedrich Richter, Hendrik Teubert, Fabian Völker, Karl Heyde, Mathias Scholz, Claudia Tavares, Annegret Grimm-Seyfarth, Joachim Händel, Karla Schneider, Martin Krappe, Uwe Zuppke, der Stadt Leipzig (Amt für Umweltschutz), den Mitarbeitern des Projektes Lebendige Luppe, dem NABU RV Leipzig und Landesverband Sachsen e.V und dem Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für die Bereitstellung von Daten zur Fischfauna für das Projekt Lebendige Luppe.

Literatur

Arnold, A. (2015): Die Fische der Bienitzgewässer mit Anmerkungen zum Vorkommen des Bitterlings (*Rhodeus amarus*) in NW-Sachsen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 16: 32–56.

Arnold, A. (2022): Zur Reproduktions- und Ausbreitungsstrategie von Bitterling (*Rhodeus amarus*) und Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*). – RANA, 23: 126–141.

Füllner, G., Pfeifer, M., Völker, F. & A. Zarske (2016): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler, Fische, Krebse. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. - Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie + Senckenberg Naturhistorische Sammlungen Dresden, 408 S.

Grosse, W.R. (1977): Analyse der Entwicklung der Herpetofauna einer ursprünglichen Auenwaldlandschaft. IV. Beitrag zur Herpetofauna des Leipziger Auenwaldes. Ein Vergleich der Waldecke (bei Lützschena) und der Papitzer Lehmstiche (bei Schkeuditz). – Hercynia N. F. Leipzig, 14: 178186.

Grosse, W.R. (1980): Die Kulke – ein Altwasser im Auenwald. – Hercynia N. F. Leipzig, 17: 7679.

Grosse, W.-R. (2001): Die Elster-Luppe-Aue bei Schkeuditz (Sachsen): historische Entwicklung und Konsequenzen für die Amphibienfauna. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 8: 215–226.

Grosse, W.-R. (2006): Geschützter Biotop Waldspitze Böhlitz-Ehrenberg im Landschaftsschutzgebiet Leipziger Auwald: historische Entwicklung und Konsequenzen für die Amphibienfauna. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 8: 53–67.

Grosse, W.-R. & R. Zitschke (1995): Übersicht zu den Amphibien und Reptilien der Papitzer Lehmlachen im NSG Luppeaue (Regierungsbezirk Leipzig). – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 2: 40–44.

Hellriegel Institut e.V. (2012): Managementplan für das FFH-Gebiet Landesmeldenummer 050 E „Leipziger Auensystem“ (SCI 4639–301) und das SPA V05 „Leipziger Auwald“ (SCI 4639–451). – Prof. Hellriegel Institut e.V., FHS Anhalt, Bernburg.

Kleinknecht, U., Fischer, S. & Glinka, U. (Berab.) (2014): Lachenkonzept für den Leipziger Auwald, Abschlussbericht 2014. – Leipzig, 148 S.

Laufer, H. & M. Wollentin (2011): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen – eine Literaturstudie. – Büro für Landschaftsökologie, Offenburg, 54 S.

Mäkert, R. & R. Zitschke (2001:): Das Wiedervernässungsprojekt in der nordwestlichen Leipziger Aue. – Zeitschrift für. Feldherpetologie 8: 227–232.

Müller, G. K. (1995): Die Leipziger Auen. Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden.

Müller, G. K. & U. Zäumer (1992): Der Leipziger Auenwald – ein verkanntes Juwel. – Leipzig (Urania), 62 S.

Sauerstein, U. & R. Zitschke (1996): Das nordwestliche Auengebiet. Lage, Geologie Klima, Wasserverhältnisse. – In: Nabu Kreisverband Leipzig (Hrsg.): Natur und Naturschutz im Raum Leipzig, 2: 22–25.

Scholz, M., Seele-Dilbat, C., Engelmann, R.A., Kasperidus, H.D., Kirsten, F., Herkelrath-Bleyl, A. & M. Vieweg (Hrsg.) (2022): Die Elster-Luppe-Aue – eine wertvolle Aienlandschaft. Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe. – UFZ Bericht 2/2022:1–155.

Selter, D. & A. Arnold (2010): Zum Vorkommen des Zwergstichlings oder Neunstachligen Stichlings (*Pungitius pungitius*) in der Region Torgau. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 12: 43–53.

Steuer, P. (2014): Die „lebendige Luppe" – ein Schlüsselprojekt für die Revitalisierung der Leipziger Auenlandschaft. – Naturschutzarbeit in Sachsen 56: 12–27.

Tavares, C.N. (2019): Fische der Auenlandschaften von Leipzig und Schkeuditz. – NABU Landesverband Sachsen e.V. (Hrsg.), Leipzig, 59 S.

Vlaic, M., Sievert, R.,Scholz, M., Herkelrath, A. & W.-R. Grosse (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen 18: 12–28.

Wiesner, C., Wolter,C., Rabitsch, W. & S. Nehring (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. – BfN-Skripten, 279, Bonn, 192.S.

Zäumer, U. (1996): Wiedervernässung in der nordwestlichen Aue. – In Nabu Kreisverband Leipzig (Hrsg.): Natur und Naturschutz im Raum Leipzig, 2: 84–89.

Zitschke, R & Archiv Zitschke (2018): Naturschutzfachliche Datensammlung, archiviert im Naturkundemuseum Leipzig.

Internet:
https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/Vollbild_Verbreitungskarten_Sachsens_geschuetzt.pdf, aufger. 12.8.2023.

Kontakt zu den Autoren:

PD i.R. Dr. Wolf-Rüdiger Grosse
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Zentralmagazin Naturwissenschaftliche Sammlungen
Domplatz 4, D-06099 Halle/Saale
E-Mail: wolf.grosse@zoologie.uni-halle.de

Roland Zitschke
Waldzieststr. 17
04329 Leipzig

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	110–122	Leipzig, 2023

Schutz von Pionierarten in Zeiten des Klimawandels

Andreas Zahn

Zusammenfassung

Wenn es darum geht, das Überleben kleiner Vorkommen von Pionierarten wie Laubfrosch (*Hyla arborea*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Wechselkröte (*Bufotes viridis*) und Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) sicherzustellen, kann es vor dem Hintergrund immer ausgeprägterer Trockenperioden erforderlich sein, auf Laichgewässer zu setzen, deren Wasserführung sich optimieren lässt. Dabei handelt es sich in der Regel um künstlich abgedichtete Gewässer, die von allein nicht austrocknen würden, die aber durch einen Ablass zu passender Zeit trockengelegt werden können. Die Abdichtung erlaubt deutlich häufiger eine für die Larvalentwicklung ausreichende Wasserführung, als es bei Gewässern ohne Abdichtung der Fall ist. Zwei Fallbeispiele zeigen, dass die Anlage ablassbarer Gewässer ein wichtiger Baustein für den Erhalt kleiner Populationen der „Pionierarten" sein kann und dass deutliche Bestandszunahmen möglich sind. Allerdings ist auf ein ausreichendes Nahrungsangebot für die Kaulquappen und eine ausreichend lange Phase des Trockenliegens der Gewässer zu achten. Im Idealfall sollte ein Verbund mehrere solcher ablassbarer Teiche vorgesehen werden, so dass es möglich ist, die Wasserführung variabel zu gestalten und auf plötzliche Regenfälle zu reagieren. Dadurch wird auch der Schutz anderer Arten periodischer Gewässer erleichtert.

Einleitung

Die natürlichen Lebensräume von „Pionierarten" wie Laubfrosch, Gelbbauchunke Wechselkröte und Kreuzkröte sind in Deutschland selten geworden. Insbesondere mangelt es an nicht regulierten Auenlandschaften mit hoher Dynamik (Köbele et al. 2019). In Ersatzhabitaten, etwa in Abbaustellen, lässt sich der Erhalt geeigneter Lebensräume meist nur durch gezieltes Artenschutzmanagement langfristig sicherstellen (Späth et al. 2019). Die genannten Arten haben hohe Reproduktionserfolge vorwiegend in feindarmen Gewässern, also in solchen, die entweder neu entstanden sind oder sich nach längerer Trockenheit wieder gefüllt haben (Glandt 2004, Gollmann & Gollmann 2002, Heimbucher & Schaile 2019, Zahn & Niedermeier 2004, Späth & Zahn 2019, Späth et al. 2019, Zahn 2019). Beim Schutz dieser Arten gilt es daher, entweder für eine ständige Neuentstehung von Gewässern zu sorgen, wie dies beispielsweise durch Flussrenaturierung aber auch im Zuge der Gewinnung von Kies oder Sand in Abbaustätten möglich ist (Köbele et al. 2019, Späth et al. 2019), oder

periodisch austrocknende Gewässer anzulegen. Die Anlage solcher „temporärer“ Gewässer, die durch Niederschläge gefüllt werden und in längeren Trockenperioden versiegen, wird jedoch zunehmend schwierig (Baker et al. 2011). In vielen Habitaten ist es kaum noch möglich, ständig ein Angebot „passender“ Laichgewässer sicherzustellen. Denn durch immer längere sommerliche Dürreperioden trocknen Laichgewässer zu häufig aus, so dass selbst in gemanagten Populationen die Bestandsentwicklung oft negativ ist. Zwar sind mehrjährige Reproduktionsausfälle bei den genannten Pionierarten auch in natürlichen Habitaten möglich, doch sind in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft die Populationen oft so klein, dass eine Bestandsabnahme schnell zum Erlöschen der Bestände führt oder zumindest das Risiko einer erheblichen genetischen Verarmung (genetischer Flaschenhals) besteht (Hoeck et al. 2016, Sachteleben & Zahn 2019). Am Beispiel von Wechsel- und Kreuzkröte konnte belegt werden, dass kleine Populationen im Schnitt nach sieben Jahren ohne Reproduktion erlöschen (Zahn et al. 2020).

Wenn es darum geht, das Überleben von kleinen Vorkommen sicherzustellen oder Bestände so zu vergrößern, dass eine langfristig überlebensfähige Population erreicht wird, kann es daher erforderlich sein auf Laichgewässer zu setzen, deren Wasserführung sich optimieren lässt (Zahn et al. 2019). Dabei handelt es sich in der Regel um künstlich abgedichtete Gewässer, die von allein nicht austrocknen würden, die aber durch einen Ablass zu passender Zeit trockengelegt werden können. Für die erneute Füllung ist man dann allerdings wieder auf Regenfälle angewiesen, solange keine Möglichkeit einer künstlichen Wassereinleitung besteht. Dennoch erlaubt die Abdichtung deutlich häufiger eine für die Larvalentwicklung ausreichende Wasserführung, als es bei Gewässern ohne Abdichtung der Fall ist. Anhand von zwei Fallbeispielen sollen hier Möglichkeiten und Probleme solcher abgedichteter und ablassbarer Gewässer dargestellt werden.

Fallbeispiel Au am Inn (Marktgemeinde Gars a.Inn, Landkreis Mühldorf a. Inn)

Um im Rahmen eines Bebauungsplans den naturschutzrechtlichen Erfordernissen gerecht zu werden, wurden zur Sicherung des Laubfroschbestandes mehrere Ersatzlaichgewässer auf einem nach Abbauende bereits verfüllten Teil eines Kiesgrubengeländes angelegt (Zahn & Fischer 2023). Sie sollen den Erhalt der Laubfroschpopulation ermöglichen und durch Erzeugung eines Jungtierüberschusses eine Vernetzung mit anderen Vorkommen gewährleisten (Aufbau einer Metapopulation). Auch ein kleines Vorkommen der Gelbbauchunke auf dem Kiesgrubengelände sollte gesichert werden.

Um den Ansprüchen der Zielarten nach "frischen" und damit feindarmen, warmen Gewässern als Voraussetzung für einen hohen Reproduktionserfolg gerecht zu werden, wurden die neuen Teiche an besonnter Stelle und ablassbar konzipiert. Da die eigentlich für die Maßnahme vorgesehene Fläche von 2017 bis 2019 noch nicht zur Verfügung stand, wurde durch die Anlage zweier einfacher ablassbarer Folienteiche vorübergehend ein Angebot zur Reproduktion geschaffen (Abb. 1). Dadurch konnte der Reproduktionserfolg von Unke und Laubfrosch über drei Jahre hinweg sichergestellt werden. Allerdings dürfte aufgrund der extremen Sommertrockenheit die Mortalität der an Land gegangenen Jungtiere insbesondere 2017 und 2018 hoch gewesen sein, da sie auf eine ausreichend feuchte Umgebung angewiesen sind und im näheren Umfeld der Laichgewässer keine feuchten Habitate vorhanden waren. Die Anlage von drei ablassbaren Laichgewässern erfolgte im Winter 2019/2020 in Form dreier jeweils 8x12 m großer und bis maximal 40 cm tiefer Becken, die mit einer Folie ausgekleidet wurden (Abb. 2–5). Unter der Folie ist ein Schutzvlies verlegt, um sie während der Bauarbeiten nach unten abzupuffern. Auf der Gewässersohle wurde die Folie mit einer



Abb. 1: Einer der beiden ablassbaren Folienteiche. Im Herbst werden die Betonblöcke entfernt, so dass sich das Gewässer leert. Zur Laichzeit im nächsten Jahr wird der Ablauf wieder verschlossen. Alle Fotos: A. Zahn



Abb. 2: Die drei Becken nach der Fertigstellung am 2.2.2020.



Abb. 3: Ablassen eines Beckens nach der ersten Füllung am 12.2.2020.



Abb. 4: Eines der Becken am 5.6.22.

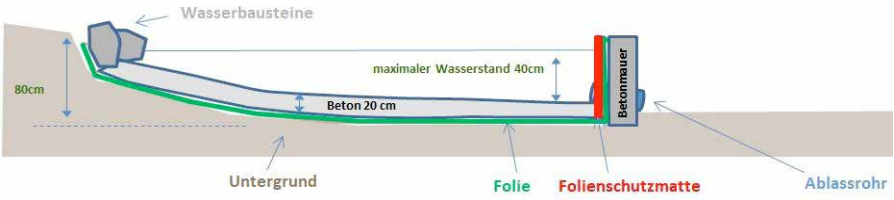


Abb. 5: Aufbau der Becken.

20 cm dicken Betonschicht überdeckt, sodass sie vor mechanischer Beschädigung (z.B. während der Entlandung), geschützt ist. An den Ufern übernehmen massive Wasserbausteine die Schutzfunktion. Im Gegensatz zu reinen Betonufern bieten mit Steinblöcken gesicherte Ufer viele geschützte und feuchte Verstecke in den Lücken zwischen den Blöcken, was für die an Land gehenden Jungtiere während sommerlicher Trockenphasen wichtig ist. Zudem siedelt sich auch Vegetation zwischen den Steinen an, so dass die Ufer nach einigen Jahren „natürlicher" aussehen. Die Füllung der Gewässer erfolgt durch Regenfälle.

Während eines der Gewässer seit der Füllung im Frühjahr 2020 dauerhaft Wasser führt, werden die beiden anderen Becken im Herbst abgelassen. Der Ablauf eines dieser Becken wird jeweils im März des Folgejahres, der des zweiten Beckens erst im Mai verschlossen, so dass sich in Abhängigkeit von den Regenfällen ein Laichplatzangebot ab April bzw. ab Mai oder Juni ergibt. Das dauerhaft gefüllte Gewässer dient als Laichplatz für Frühlaicher wie der Erdkröte. Ohne ein solches „Ablenkgewässer" besteht die Gefahr, dass Erdkröten erst nach der Füllung der periodischen Gewässer ablaichen, und sich infolgedessen aufgrund einer hohen Anzahl an Erdkröten-Kaulquappen eine starke Konkurrenz für die Larven von Laubfrosch und Unke ergibt.

Alle neu angelegten Gewässer wurden von Laubfröschen und Unken umgehend als Laichplatz genutzt. Die Reproduktion der Laubfrösche verlief in allen Jahren sehr erfolgreich. In den Betonbecken gehen jedes Jahr rund 500 junge Laubfrösche an Land. Die Zahl der Unken ist niedriger (Abb. 6), doch auch für diese Art konnte jedes Jahr eine erfolgreiche Reproduktion belegt werden. Als entscheidend erwies sich das Ablassen der Gewässer. Es zeigte sich über mehrere Jahre hinweg, dass sowohl Laubfrosch als auch Unke nur dann in bedeutendem Umfang reproduzieren, wenn sie sofort nach der Füllung der Gewässer ablaichen können und dadurch einen Wachstumsvorsprung vor den Prädatoren haben. Zudem müssen die Gewässer zuvor über mehrere Wochen während trockener und warmer Bedingungen völlig austrocknen können. Ein Ablassen im Winter genügt nicht, da Libellenlarven dann in feuchten Verstecken in großer Zahl überleben. Die Gewässer sollten also im Herbst möglichst früh abgelassen werden.

Wie relevant diese Vorgaben sind, zeigen folgende Beobachtungen:

In Gewässern, die seit dem Vorjahr Wasser führten, laichten beide Arten ab, die Kaulquappen „verschwanden" aber kurz nach dem Schlupf vollständig. Potenzielle Feinde, insbesondere Libellenlarven, waren nach einjähriger Wasserführung in großer Zahl vorhanden.

In Gewässern, die im späten Frühjahr oder Frühsommer wenige Tage bis Wochen ausgetrocknet waren, überlebten Libellenlaven unter Steinen im noch leicht feuchten Schlamm. Nach

der erneuten Füllung laichten Unke und Laubfrosch, ohne das später größere Kaulquappen beobachtet wurden. Der Reproduktionserfolg blieb aus.

Nach dem Ablassen im Spätherbst 2021 wurden in den beiden entleerten Becken Ende Januar 2022 rund 150 große Libellenlarven (überwiegend *Libellula* spec.) und Mitte März weitere 50 Individuen in nassen Spalten, unter Steinen und im Wasserrest des Abflusses der Becken gefunden.

Wurden „feindfreie" Gewässer im Mai gefüllt, legten früh fliegende Libellenarten wie Plattbauch in ihnen umgehend Eier. Kaulquappen aus etwa zeitgleich abgesetzten Gelegen wuchsen heran, nicht hingegen solche aus Gelegen die erst Mitte Juni abgesetzt wurden. Die jungen Libellenlaven waren dann offensichtlich schon so groß, dass sie die frisch geschlüpften Kaulquappen erbeuten konnten.

Eine Meidung von Gewässern mit höherer Prädatorendichte deutete sich nur bei der Gelbbauchunke an. Sie laichte überwiegend in neuen oder frisch gefüllten Gewässern. Laubfroschlaich wurde hingegen in großem Umfang (bis rund 100 Gelege) auch in dem dauerhaft gefüllten Becken nach einer ein- bzw. zweijährigen Wasserführung gefunden. Doch „verschwanden" hier die Kaulquappen kurz nach dem Schlupf, weshalb der Reproduktionserfolg ausblieb.

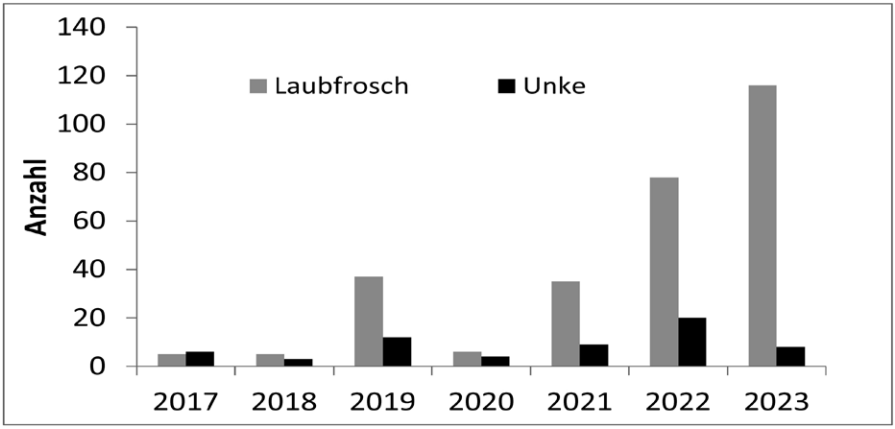


Abb. 6: Bestandsentwicklung von Unke und Laubfrosch. Angegeben ist die maximale Zahl der bei nächtlichen Begehungen festgestellten Tiere (Adulte und Vorjährige). 2020 waren die Kontrollnächte kühl, was aufgrund der geringen Aktivität der anwesenden Tiere zu einer unvollständigen Erfassung geführt haben dürfte. 2023 erfolgte die Erfassung vor der Hauptlaichzeit der Unken.

Ein weiterer für den Reproduktionserfolg relevanter Faktor ist das Überleben der Jungtiere nach dem Landgang. Dies konnte im Rahmen der Beobachtungen nicht erfasst werden. Da feuchte Habitate im Umfeld der Laichgewässer fehlen, ist eine hohe Mortalität der Jungtiere in trockenen Sommern zu befürchten. Dafür spricht, dass erst 2022 und damit nach zwei Jahren mit weniger trockenen Sommern, ein deutlicher Bestandsanstieg zu beobachten war, obwohl schon in den Vorjahren jedes Jahr viele Kaulquappen das Metamorphosestadium erreichten.

Fallbeispiel: Kiesgrube bei Ampfing (Lkr. Mühldorf am Inn)

Die Grube der Zimmermann GmbH & Co. KG dient nach dem Abbau dem Naturschutz und wird mit Yaks beweidet (Zahn 2021). Zum Erhalt eines Restvorkommens der Wechselkröte wurden im Mai 2018 zwei ablassbare Betonbecken angelegt, von denen eines jährlich abgelassen wird (Abb. 7). 2020 konnte die Entwicklung von Wechselkrötenkaulquappen in frischen Pfützen und in einem der Betonbecken verglichen werden. Das Becken wurde nach der Leerung im Winter Ende April 2020 neu gefüllt. Die Größe der Wasserflächen betrug im Mai etwa 70 m², die mittlere Tiefe ca. 30 cm. Bis auf etwas Kies und wenige Schlammreste aus dem Vorjahr war kein Substrat auf dem Beton vorhanden. Am 24. Mai wurden Wechselkrötenkaulquappen aus vermutlich einem einzigen Gelege im Alter von zwei bis drei Wochen festgestellt. Im Juni fiel die sehr unterschiedliche Größe der Kaulquappen auf,



Abb. 7. Ablassbares Betonbecken in der Kiesgrube bei Ampfing.

ein typisches Zeichen des Crowding-Effekts (Selbstregulierung der Zahl der Individuen bei zu hohen Besatz eines Habitats) bei hoher Individuendichte (Heusser 1972). An eingebrachtem trockenen Yakmist versammelten sich sofort zahlreiche fressende Kaulquappen (Abb. 8). Im Juli zeigten einige wenige Kaulquappen erste Beinansätze; viele Individuen waren sehr klein geblieben (in einer ähnlichen Situation wuchsen solche Larven nach der Überführung in ein nährstoffreicheres Gewässer rasch heran). Ende Juli wiesen viele Individuen beschädigte oder abgebissene Schwänze auf. Zugleich wurden viele Libellenlarven (vermutlich überwiegend Plattbauch (*Libellula depressa)*) beobachtet, die schon so groß waren, dass es ihnen bereits möglich war, die kleineren verbliebenen Kaulquappen zu erbeuten. Anfang August waren kaum noch Wechselkrötenkaulquappen zu sehen. Es gab keinen Hinweis darauf, dass viele Jungtiere an Land gegangen sind. So fehlten Funde unter ausgelegten Steinen am Ufer, unter denen sich üblicherweise Jungtiere ansammeln. Für die Abnahme der Individuendichten im Juli dürften Libellenlarven die entscheidende Ursache sein. Zwar waren die Gewässer aufgrund der Leerung im Winterhalbjahr zu Beginn der Laichsaison feindfrei, doch legen Arten wie der Plattbauch bereits im Mai Eier (Wildermuth & Martens 2014). Im Juli sind die Libellenlarven dann schon so groß, dass ein Verzehr kümmerlicher Kaulquappen plausibel erscheint. Daneben traten auch eingeflogene Rückenschwimmer (Notonectidae) als potenzielle Prädadoren auf, die umso mehr Kaulquappen erbeuten können, je langsamer deren Entwicklung verläuft.

Nach heftigen und über Wochen anhaltenden Regenfällen Anfang Juni laichten in einer Pfütze (ca. 50 m², im Schnitt ca. 5 cm tief) auf einer mit lehmigem Aushub aufgefüllten Fläche (Abb. 9) neben den Betonbecken erneut Wechselkröten. Vermutlich handelte es sich ebenfalls nur um ein Gelege. Die Kaulquappen waren Anfang Juli bereits viel größer als jene im Betonteich und Ende Juli gingen viele Jungtiere an Land. In der Pfütze war die Individuendichte ähnlich hoch wie in dem Betonbecken, doch bestand der Boden aus nährstoffreichem Substrat, das den Tieren genug Nahrung bot und ein überaus schnelles Wachstum ermöglichte (zu Details der Entwicklung siehe Zahn 2021).

Dieses Beispiel verdeutlicht, dass auf das Nahrungsangebot in künstlich abgedichteten Gewässern besonders geachtet werden muss. Denn mit zunehmender Dauer der Larvalentwicklung verkürzt sich nicht nur die Zeit, die den Jungtieren nach der Metamorphose für das Wachstum bis zur ersten Überwinterung verbleibt, sondern es besteht auch die Gefahr, eines stark erhöhten Prädationsrisikos für die Kaulquappen. Bei schneller Entwicklung der Kaulquappen in frisch gefüllten periodischen Gewässern wie der beschriebenen Pfütze, dem



Abb. 8. Wechselkrötenkaulquappen fressen an getrocknetem Yakmist. Man beachte die unterschiedliche Größe der Larven.

typischen Laichhabitat der Wechselkröte (Andrä & Zahn 2019, Sedlmeier & Köbele, 2019), findet keine Prädation durch diesjährige Libellenlarven statt und für die Prädation durch andere Arten verbleibt weniger Zeit.

Folie, Beton, Bodenmaterial und Uferbewuchs

Nur mit Folie abgedichtete Gewässer sind anfällig: Auch UV-beständige Folien werden brüchig, wo sie der Sonne ausgesetzt sind. Das Risiko einer Zerstörung der Folie kann nur durch eine Schutzschicht reduziert werden (Zahn et al. 2019).

Frischer Beton im Gewässer führt zunächst zu pH-Werten in einem ungünstigen basischen Bereich (pH >9). Einige Wochen nach der ersten Füllung müssen die Gewässer daher nochmals geleert werden. Nach einer erneuten Füllung ist der pH-Wert in der Regel neutral und damit für die Zielarten geeignet.

Mit Beton ausgekleidete Gewässer sind zunächst sehr nährstoffarm (vgl. Beispiel 2). Eine (partielle) Abdeckung der unter Wasser befindlichen Betonflächen mit Lehm oder Rotlage ist daher anzuraten. Flache Betonufer ohne Abdeckung mit Steinen oder Erde sind bei sinkendem Wasserstand für die an Land gehenden Jungtiere in Trockenperioden schwer zu überwinden. Sie verbleiben

dann an der Wasserlinie und sind dort durch Prädatoren gefährdet. Andererseits kann eine flächige Überdeckung des Ufers mit Erdmaterial zu dichtem Bewuchs führen, der von Arten wie Kreuz- und Wechselkröte gemieden wird. Für diese Arten sollte etwa die Hälfte des Ufers also allenfalls mit Steinen abgedeckt werde oder als „nackter" Beton verbleiben.
Uferbewuchs auf der dichtenden Schicht (Folie und/oder Beton) führt stets zu einem stärkeren Wasserverlust im Gewässer und damit zu einer geringeren Wasserführung, was bei der Anlage zu berücksichtigen ist. Eine Reduktion des Bewuchses von Folienteichen birgt das Risiko der Zerstörung der Folie. Von Betonuntergrund lässt sich der Bewuchs leichter entfernen.

Folgerungen für den Schutz von Pionierarten

Die Anlage in der Gemeinde Gars zeigt, dass ein hoher Fortpflanzungserfolg und eine Bestandssteigerung der Pionierarten planbar ist und in Form der ablassbaren Teiche auch ohne ständige Neuanlage von Gewässern erfolgen kann. Trotz mehrerer extrem trockener Sommer, mit sehr schlechten Überlebensbedingungen für die Jungtiere nach dem Landgang, ist es gelungen, die Bestände zu vergrößern. Sehr wahrscheinlich wären die Vorkommen ohne derartige Hilfsmaßnahmen zwischenzeitlich ausgestorben. Entscheidend ist ein längeres Trockenfallen



Abb. 9. Nährstoffreiches Laichgewässer auf einer mit lehmigem Aushub aufgefüllten Fläche.

der Gewässer zur richtigen Zeit, um die Prädatorendichte zu reduzieren. Nur unter feindarmen Verhältnissen ist der Fortpflanzungserfolg kleiner Populationen hoch. Allerdings beeinflusst das Ablassen der Gewässer nicht das gesamte Prädatorenspektrum. So ist das Auftreten von Rückenschwimmern oder Gelbrandkäfern kaum vorhersagbar und frisch gefüllte Gewässer werden von solchen Prädatoren mitunter schnell besiedelt (Demmelhuber 2022). Auch können in den im Frühjahr gefüllten Gewässern während sommerlicher Laichperioden bereits zu viele herangewachsene Libellenlarven vorhanden sein. Das Ablassen der Gewässer ist also notwendig, garantiert aber noch keine feindarmen Verhältnisse. Sind mehrere ablassbare Gewässer vorhanden, kann man jedoch durch eine Füllung zu unterschiedlichen Laichperioden die Wahrscheinlichkeit ausreichend günstiger Bedingungen erhöhen.

Wie das Beispiel der Wechselkröten bei Ampfing zeigt, sind ausreichend Nahrung und keine zu hohe Individuendichte ebenfalls wichtige Faktoren, die entscheidend dafür sind, den „Wettlauf mit den Feinden“ zu gewinnen. Bei künstlich abgedichteten Gewässern ist also auf eine Bedeckung der dichtenden Schicht mit nicht zu nährstoffarmen Bodenmaterial zu achten. Wo immer möglich sollte ein Verbund mehrere solcher ablassbarer Teiche vorgesehen werden, so dass es möglich ist, die Wasserführung variabel zu gestalten und auf plötzliche Regenfälle zu reagieren. Ein bis in den Juni hinein abgelassenes Gewässer kann beispielsweise bei einem sommerlichen Starkregen Pionierarten eine späte Laichzeit ermöglichen. Bereits im Frühjahr gefüllte Gewässer bieten diese Möglichkeit nicht. Durch Variation der Wasserführung – von wenigen Wochen bis mehrjährig – können im Falle mehrerer ablassbarer Gewässer zudem nicht nur die genannten Amphibien sondern auch viele weitere Arten wie Libellen und andere Wasserinsekten ihre ökologische Nische finden.

Lösung auf Dauer?

Die Beispiele zeigen, dass die Anlage ablassbarer Gewässer ein wichtiger Baustein für den Erhalt kleine Populationen der „Pionierarten“ sein kann. Doch bleibt die Simulation der Dynamik durch das Ablassen der Gewässer unvollständig. Im Gegensatz zu einer Wildflusslandschaft, also dem Primärhabitat der Pionierarten, wird in den vorgestellten Beispielen zwar die Wasserführung angepasst, die Lage der Laichgewässer bleibt aber gleich. Eine Umgestaltung der Landschaft und auch der Laichgewässersituation, wie es in dynamischen Auen regelmäßig beobachtet werden kann, findet also nicht statt. Damit entfällt das schnelle Entdecken neuer Laichhabitate, das Pionierarten in Wildflussauen einen wesentlichen Vorteil vor Arten späterer Sukzessionsstadien verschafft. In beiden geschilderten Fällen

eignen sich die Habitate auch für konkurrenzstarke Arten (hier Erdkröte und Seefrosch) oder für Laichräuber wie Molche. Sie alle treten bereits in den Ersatzgewässern auf. Ob diese Arten große Bestände aufbauen und die Populationen der Zielarten dadurch negativ beeinflussen, wird erst das Monitoring in den nächsten Jahren zeigen. Auch wenn eine kurzfristige Sicherung von Beständen der Pionierarten durch künstliche, ablassbare Gewässer möglich ist, sollte dies als Notmaßnahme verstanden werden. Letztlich muss es das Ziel sein, eine Wiederherstellung natürlicher Habitate wie insbesondere dynamischer Auen inklusive geduldeter Biberaktivität zu ermöglichen.

Literatur

Andrä, E. & A. Zahn (2019): Wechselkröte – *Bufotes viridis* (Laurenti, 1768). – In: Andrä, E., O. Aßmann, T. Dürst, G. Hansbauer & A. Zahn (Bearb.): Amphibien und Reptilien in Bayern. Ulmer Verlag, Stuttgart: 233–241.

Baker, J., Beebee, T., Buckley, J., Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. – Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth, 436 pp.

Bekhet, G. A., Abdou, H. A., Dekinesh, S. A., Hussein, H. A. & S.S. Sebiae: (2014). Biological factors controlling developmental duration, growth and metamorphosis of the larval green toad, *Bufo viridis viridis*. – The Journal of Basic & Applied Zoology 67: 67–82. 10.1016/j.jobaz.2014.09.005.

DBU (2022): Entwicklung nachhaltiger Schutzkonzepte für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata* L.) in Wirtschaftswäldern, 43 S.

Demmelhuber, M. (2022): Zur Phänologie räuberischer Wasserinsekten in periodischen Gewässern. Zulassungsarbeit aus dem Fachbereich Zoologie, LMU München, 55 S.

Glandt, D. (2004): Der Laubfrosch – ein König sucht sein Reich. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 8, Bochum (Laurenti), 128 S.

Gollmann, B. & G. Gollmann (2002): Die Gelbbauchunke: Von der Suhle zur Radspur. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie, 4. Bielefeld, 135 S.

Günther, R. & R. Podloucky (1996): Wechselkröte – *Bufo viridis* Laurenti, 1768. – S. 322–343. In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Gustav Fischer Verlag, Jena.

Heimbucher, D. & K. Schaile (2019): Gelbbauchunke *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758), S. 194–202. – In: Andrä, E., Aßmann, O., Dürst, T., Hansbauer, G. & A. Zahn (2019): Amphibien und Reptilien in Bayern. – Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 783 S.

Heusser, H. (1972): Intra- und interspezifische Crowding-Effekte bei Kaulquappen der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laur. – Oecologia 10 (1): 93–98

Hoeck, P.E.A., Tobler U., Holderegger, R., Bollmann, K. & L. F. Keller (2016): Populationsökologie. Fachbericht als Grundlage für die Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons Zürich im Auftrag der Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur.

Köbele, C., Schaile, K.H., Drobny, M. & A. Zahn (2019): Berücksichtigung von Amphibien und Reptilien bei der Renaturierung von Fließgewässern und Auen. Positionspapier des

Landesverbands für Amphibien- und Reptilienschutz in Bayern e.V. (LARS). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 26: 236-246.

Sachteleben J. & A. Zahn (2019): Verinselung von Lebensräumen von Amphibien und Reptilien in Bayern. S. 435–440, S. 464–475. – In: Andrä, E., Assmann, O., Dürst, T., Hansbauer, G. & A. Zahn: Amphibien und Reptilien in Bayern. – Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 783 S.

Sedlmeier H. & K. Köbele (2019): Artenhilfsprojekt Wechselkröte im Raum München. – In: Andrä, E., O. Aßmann, T. Dürst, G. Hansbauer & A. Zahn (Bearb.): Amphibien und Reptilien in Bayern – Ulmer Verlag, Stuttgart: 716–721.

Späth, J. & A. Zahn (2019): Europäischer Laubfrosch *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758), S. 242–250. – In: Andrä. E., Aßmann, O., Dürst, T., Hansbauer, G. & Zahn, A. (2019): Amphibien und Reptilien in Bayern. – Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 783 S.

Späth, J., Pellkofer, B. & A. Zahn (2019): Artenhilfsprojekt Kreuz- und Wechselkröte (Landschaftspflegeverband Dingolfing-Landau). – In: Andrä, E., O. Aßmann, T. Dürst, G. Hansbauer & A. Zahn (Bearb.): Amphibien und Reptilien in Bayern: 713–714.

Wildermuth, H. & A. Martens (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 824 S.

Zahn, A. & D. Fischer (2023): Zum Erfolg verpflichtet: Drei Becken für den Laubfrosch. – Feldherpetologisches Magazin, Heft 19: 12–18.

Zahn, A. & U. Niedermeier (2004): Zur Reproduktionsbiologie von Wechselkröte (*Bufo viridis*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Hinblick auf unterschiedliche Methoden des Habitatmanagements. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 11 (1): 41–64.

Zahn, A. (2021): Nahrungsmangel verzögert das Wachstum und erhöht die Prädation von Wechselkrötenkaulquappen in künstlichen Laichgewässern. – Feldherpetologisches Magazin, Heft 15: 36–40.

Zahn, A., Geise, U. & K. Frobel (2019): Anlage und Pflege von Laichgewässern für Amphibien), S. 566–574. – In: Andrä, E., Assmann, O., Dürst, T., Hansbauer, G. & Zahn, A.: Amphibien und Reptilien in Bayern. – Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 783 S.

Zahn, A., Pellkofer, B. & J. Späth (2020): Stirb langsam? Aussterbevorgänge bei Wechselkröte (*Bufotes viridis*) und Kreuzkröte (*Epidalea calamita*). – Zeitschrift für Feldherpetologie 27: 229–238.

Kontakt zum Autor:

Dr. Andreas Zahn
Kreisgruppe Mühldorf des BUND Naturschutz
Hermann-Löns-Str.4
84478 Waldkraiburg,
E-Mail: Andreas.Zahn@iiv.de

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	123–135	Leipzig, 2023

Die Mauereidechse in Sachsen – alter Freund, neuer Feind? Naturschutzfachliche Herausforderungen bei allochthonen Mauereidechsen

Steve Hahnemann

Zusammenfassung

Seit über 100 Jahren wurden in verschiedenen Zeiträumen in Sachsen Mauereidechsen angesiedelt. Die Ursachen waren der Zeit geschuldet sehr verschieden. Allerdings wurden erst in neuster Zeit unterstützt durch Verkehr, Handel und illegales Aussetzen der Tiere überdurchschnittlich viele neue Fundpunkte bekannt. Seit dem Jahr 2008 ist das Entstehen neuer Vorkommen auf das 9fache verglichen mit den Jahrzehnten davor angestiegen. Nicht bewiesen aber wahrscheinliche Ursachen liegen im Klimawandel und der Globalisierung der Wirtschaft, was eine Ausbreitung fördert. Ökologische und biologische Vorteile der Mauereidechsenpopulationen werden diskutiert.

Einleitung

In Sachsen ist die aktive Ansiedelung von Mauereidechsen *(Podarcis muralis)* schon lange beobachtet worden. Es wurden bereits um 1900 erste Tiere italienischer Abstammung an den Elbufern von Dresden/ Loschwitz angesalbt (Troidl & Troidl 2005). Etwas später wurden von keinem geringeren als Dr. Robert Mertens Mauereidechsen in Leipzig ausgesetzt. Seiner Zeit um 1914 war er noch Student und promovierte mit dem Thema „Variabilität der Mauereidechsen der Apenninenhalbinsel“ 1915 zum Dr. phil. an der Universität Leipzig. Vermutlich dienten die ausgesetzten Tiere der Verhaltensforschung oder wurden nach der Promotion nicht mehr benötigt. Auch später wurden immer wieder Mauereidechsen in Leipzig entdeckt. Ob sie einen Bezug zu Mertens ausgesetzten Tieren haben, lässt sich leider kaum überprüfen. Aber auch sonst finden sich in Sachsen zahlreiche allochthone Vorkommen, so zum Beispiel in Kamenz, Ammelshain, Altenhain und an der Sachsenburg bei Frankenberg (Abb. 1).

Die historische Ausbreitung

Eine bedeutende postglaziale Ausbreitungswelle der Mauereidechsen in das Territorium des heutigen Deutschlands erfolgte vermutlich zur Blütezeit des Römischen Reiches ca. 70 n. Chr., ohne das wissenschaftlich belegen zu können. Zwar gab es schon zuvor entlang der Felshänge des Rheins und der Mosel autochthone Vorkommen, jedoch dürfte es durch die von



Abb.1: Mauereidechse. Foto: K. Lücke

Menschenhand herbeigeführten Habitatveränderungen zu einem deutlichen Raumgewinn gekommen sein. Die Verschleppung durch den Warenhandel, die Vergrößerung und Aufwertung der Lebensräume durch den Ausbau von Weinanbaugebieten sowie die Errichtung zahlreicher Legesteinmauern, dürften der Mauereidechse erste größere Ausbreitungserfolge garantiert haben. Dieser Zustand blieb lange Zeit stabil. Die Mauereidechse besitzt innerhalb der Gattung *Podarcis* das größte Verbreitungsgebiet (Schulte & Laufer 2011 und Abb. 2). Es erstreckt sich von Zentral- über Nordost-Spanien im Westen über Mittel- und Südeuropa und die Balkanländer bis zur Westküste des Schwarzen Meeres und Nordwest-Anatolien im Osten. Die Nord-Süd-Ausdehnung des Areals reicht von den Süd-Niederlanden, der Nordeifel, dem Rheintal bei Bonn und dem nördlichen Österreich bis nach Kalabrien und in den äußersten Süden der Peloponnes.

Erste gezielte Ansalbungen

Die ersten absichtlichen Aussetzungen gab es wie bereits erwähnt um 1900, so zum Beispiel 1907 in Dresden, 1915 in Leipzig und 1915 in Passau. Einige dieser Vorkommen existieren bis heute. Die Gründe für diese Ansalbungen waren recht unterschiedlich. In Dresden ging es wohl darum etwas Urlaubsflair nach Hause zu holen oder wie im Fall Mertens in Leipzig, war es vermutlich wissenschaftlicher Neugier geschuldet.

Es blieb bei einigen wenigen allochthonen Populationen abseits ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Diese erste Ansalbungswelle wurde in Deutschland durch die beiden Weltkriege zunächst beendet.

Die zweite große Ansiedlungswelle

Seit etwa Ende der 1950er Jahre nimmt die Zahl der allochthonen Vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland kontinuierlich zu. Der Grund dafür war der zunehmende Wohlstand der westdeutschen Bevölkerung und damit einhergehend die neu geweckte Reiselust. Besonders Italien wurde als Reiseziel für den Auslandsurlaub auserkoren. Zur gleichen Zeit erlebte auch die Terraristik eine erneute Blüte und so verwundert es nicht, dass Souvenirs in Form verschiedener Eidechsen von Terrarianern aus dem Urlaub mitgenommen wurden. Der „überschüssige“ Nachwuchs wurde dann in der Natur entsorgt. Es gab aber auch bis Anfang der 1980er Jahre für 2 Mark „Futtereidechsen“ zu kaufen. Nicht selten entwischten solche „Billigimporte“ und gründeten fernab der Heimat neue Vorkommen, z.B. in der Wilhelma Stuttgart (mdl. Mitteilung E. Sroka). Der zunehmende Warenverkehr aus Südeuropa dürfte eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

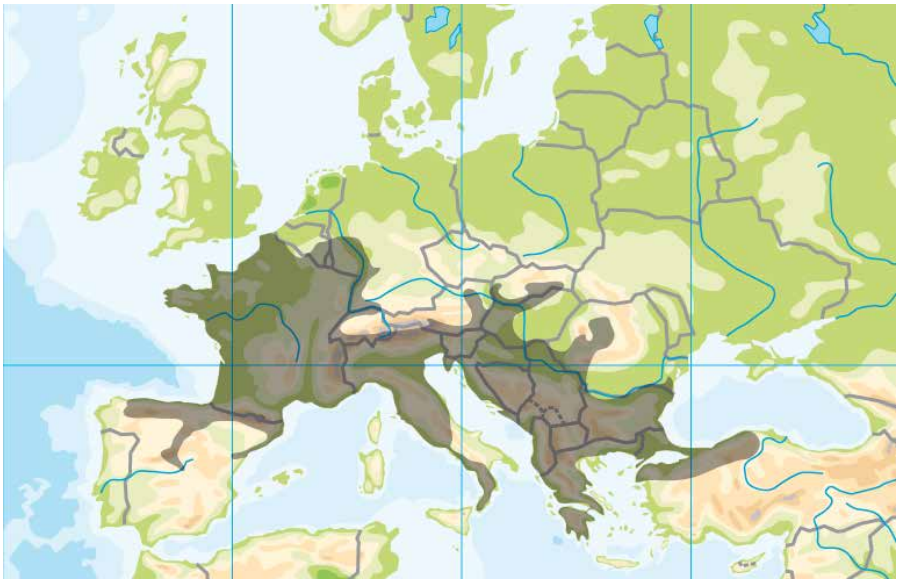


Abb. 2: Areal der Mauereidechse (Aktionsbroschüre der DGHT 2011). Grafik: DGHT- AG Feldherpetologie 2011

In der DDR blieb im Großen und Ganzen eine solch massive Ansalbungswelle mit Mauereidechsen aus. Der Grund dürfte im Mangel an Möglichkeiten der Beschaffung der Tiere gelegen haben. Während in Italien Mauer- und Ruineneidechsen aller Orten vorkommen, so waren die Mauereidechsen an den Lieblingsausflugszielen der damaligen DDR-Bürger eher Mangelware. Weder am Balaton/Ungarn noch am Goldstrand in Bulgarien sind Mauereidechsen *so* häufig wie in Italien oder Südfrankreich. Hier waren eher Smaragdeidechsen (*Lacerta viridis*) und Sumpfschildkröten (*Emys orbicularis*) Ziel der Begierde. Beide Arten ließen sich aber nur schwerlich in Ostdeutschland ansiedeln. Zumal die klimatische Situation in den 1970er und 1980er Jahren noch eine andere war als heute.

Die dritte Welle der Ausbreitung

Eingangs stellt sich die Frage - ist das Klima schuld, der Mensch oder findet das Leben immer einen Weg? Ein eindeutiger Trend: Bis zum Jahr 2008 waren ca. 72 allochthone Populationen in Deutschland bekannt (Blanke & Schulte 2022). Nach eigener Zählung verlief der Anstieg der Vorkommen in etwa wie folgt: 2012 – 93, 2016 – 110, 2018 – 132 und 2023 > 160 (?). Von 1900–2008 sind in 108 Jahren 72 allochthone Vorkommen bekannt geworden (Abb. 3). Das entspricht in etwa einem jährlichen Zuwachs von 0,66 Vorkommen/Jahr. Seit 2008–2023 sind in 15 Jahren ca. 90 neu entdeckte/entstandene allochthone Vorkommen hinzugekommen! Das sind im Durchschnitt etwa 6 neue Vorkommen/Jahr. Das entspricht einer Beschleunigung der Zunahme um den Faktor 9. Natürlich sind auch ältere bis dato unbeschriebene Vorkommen dabei, dennoch ist eine deutliche Beschleunigung in der Zunahme neuer Vorkommen unübersehbar. War Sachsen bis zum Jahr 2004 das einzige neue Bundesland mit Vorkommen der Art, so gibt es mittlerweile ca. 20 neue Vorkommen in den übrigen neuen Bundesländern.

Die Gründe für die rasche Zunahme an Neunachweisen und steigende Ausbreitungstendenz sind sehr vielschichtig. Die aktuelle Situation der Vorkommen in den **östlichen** Bundesländern **lässt sich wie folgt beschreiben:** Berlin – 4, Brandenburg – 1, Mecklenburg-Vorpommern – 1, Sachsen – 8, Sachsen-Anhalt – 12, Thüringen – 1 und Berlin – 4. Die Vorkommen in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen wurden erst nach 2018 beschrieben, sowie 3 der 4 Berliner Vorkommen.

„Viele Augen sehen mehr!“

Meldeaufrufe z.B. im BUND-Magazin brachten neue Fundmeldungen und helfen, die Art in der öffentlichen Wahrnehmung in den Fokus zu rücken. Seit 2018 gibt es offensichtlich eine deutliche Zunahme durch Verschleppung mit Pflanzenimporten aus Italien/Südeuropa, die den früheren aktiven Ansiedlungen nun vermutlich deutlich den Rang abgelaufen haben dürften. Ein eigenes Experiment im Dürresommer 2019 stützt diese Annahme. Aber was genau ist nun der Auslöser? Die extreme Dürre in Mittel- und Südeuropa seit 2018 erschwert es den Tieren zunehmend, feuchte Stellen für ihre Gelege zu finden. Da die Mauereidechse in Südeuropa besonders in unmittelbarer Nähe des Menschen lebt, ist sie natürlich auch in Gärtnereien und Baumschulen zu finden. Aufgrund der angesprochenen Dürre werden sie dazu verführt, ihre Gelege in die Blumentöpfe und -kübel von Hanfpalmen, Olivenbäumen und Co. zu legen. Gelangen diese nun in den Handel und finden ihr Plätzchen auf der heimischen Terrasse oder im Garten, braucht es nur Zeit und das passende Umfeld und die jungen Mauereidechsen ergreifen Besitz vom neuen Lebensraum. Mittlerweile gibt es genügend Beispiele, wo das so in Pflanzenmärkten stattgefunden haben muss, z.B. in Stuttgart, Hannover und Berlin. Dort werden dann von den Eidechsen wieder neue Blumentöpfe mit Eiern besetzt, was zu einer weiteren Ausbreitung führen kann. In dem Fall könnte man diese Blumenmärkte als Spreader betrachten. In dem schon angesprochenen Experiment legten in dem Dürresommer 2019 die Weibchen der Mauereidechse bis Ende Juli 72 Eier in einen 20 l Pflanztopf einer Palmlilie.

Regionale Transfers von Steingütern und der zunehmende Warentransport dürften eine weitere Rolle spielen. Interessanterweise treten in Sachsen und Sachsen- Anhalt vermehrt dort Mauereidechsen auf, wo Steinschüttungen aus den Phophyrsteinbrüchen des Hallenser/ Leipziger Raumes ausgebracht werden. Mehr als 65 % der Neunachweise in den neuen Bundesländern gelangen nach 2018, was mit der zunehmenden Ausbreitung der europäischen Gottesanbeterin überraschend übereinstimmendend ist. Seit 2018 muss sich das Klima augenscheinlich so verändert haben, dass es für beide Arten möglich ist neue Lebensräume gut zu erschließen.

Like a Rolling Stone….

Ein weiterer Faktor ist die Fähigkeit von Mauereidechsen zur aktiven Ausbreitung.

Während Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) für ihre Standorttreue bekannt sind, kann man Mauereidechsen als treulose Vagabunden bezeichnen. Zwar besetzen einzelne dominante Männchen und Weibchen feste Reviere, jedoch stehen diesen Herumtreiber, ohne festen

Wohnsitz, in teils großer Zahl gegenüber. Diese suchen sich sporadische Tagesverstecke und erkunden auf der Suche nach eigenen möglichen Revieren das Gelände weiträumig. Nach eigenen Beobachtungen konnten so Wanderbewegungen einzelner Tiere von mehreren hundert Meter pro Jahr besonders an linearen Strukturen sicher nachgewiesen werden.

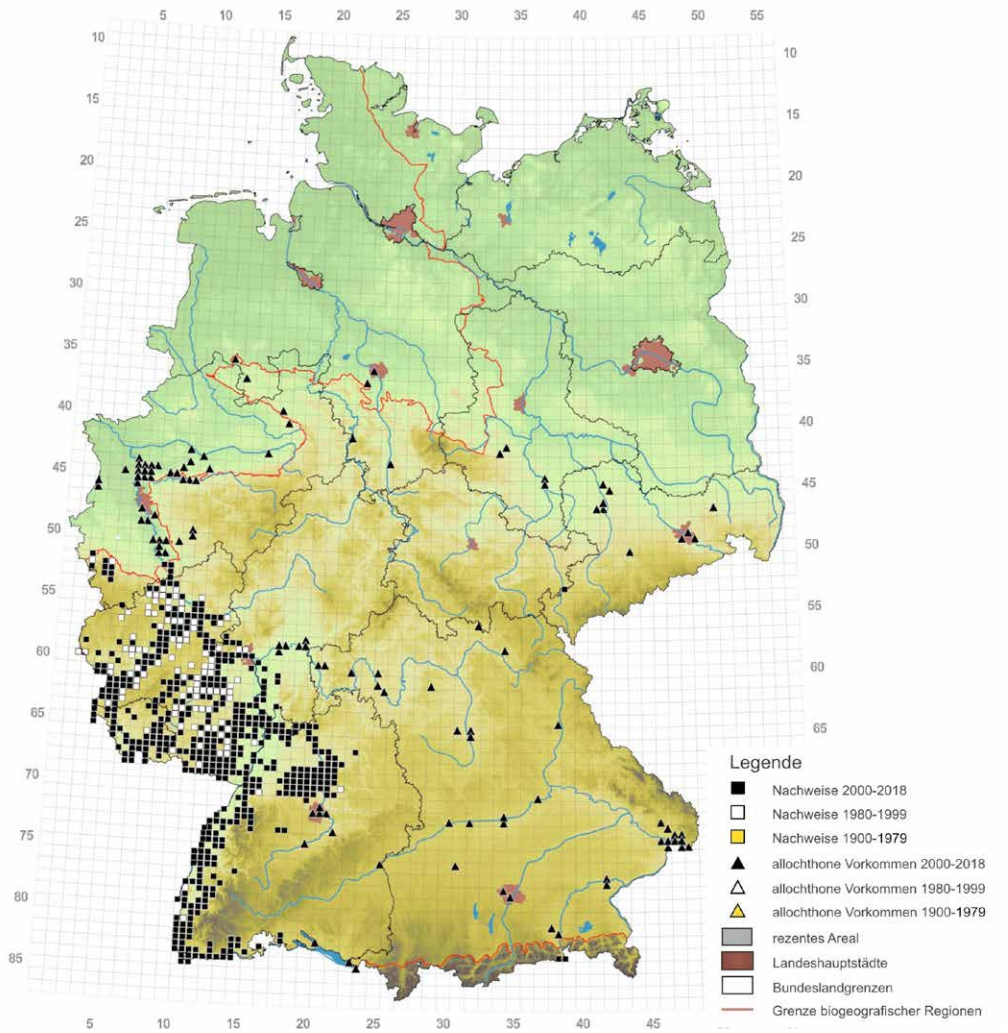


Abb. 3: Verbreitung der Mauereidechse in Deutschland. Grafik: DGHT- AG Feldherpetologie 2018

Mauereidechse vs. Zauneidechse in Zeiten des Klimawandels

Wurde die Mauereidechse früher noch vielerorts als Bereicherung der heimischen Fauna betrachtet und geduldet, so wird ihre Ausbreitung heute zunehmend kritisch gesehen. Ein Hauptgrund liegt in dem Verhältnis zur Zauneidechse. Einige neuere Studien deuten darauf hin, dass das plötzliche Auftreten von Mauereidechsen zu Verdrängungseffekten bei der Zauneidechse führt (Blanke & Lorenz 2019). Bevor darauf näher eingegangen wird, vergleichen wir die Fähigkeiten beider Arten im urbanen Raum, denn hier treffen sie am ehesten aufeinander.

Das städtische Klima

Als Südeuropäer ist die Mauereidechse hervorragend an trockene und heiße Standorte angepasst. Im Zuge des Klimawandels und zunehmender Erwärmung und Trockenheit, der im städtischen Bereich nochmals deutlich ausgeprägter ist als auf dem Land, findet die Mauereidechse perspektivisch ideale Bedingungen. Die Zauneidechse ist, wo sie bis in den mediterranen Bereich vordringt, ein ausgesprochener Gebirgsbewohner. Einzig die östliche Unterart *Lacerta agilis grusinica* am Schwarzen Meer vermag es, in annähernd subtropische Gefilde vorzudringen. Es bleibt abzuwarten und sollte beobachtet werden, ob die Klimaveränderung für die Zauneidechse im urbanen Raum evtl. auch einen negativen Einfluss hat. Mittel- und langfristig dürfte die Mauereidechse hier im Vorteil sein.

Urbanisierung

Ein Voranschreiten der Flächenversiegelung, Zersiedelung der Landschaft und immer neue Bauprojekte machen es der Zauneidechse zunehmend schwerer, geeignete Lebensräume im Siedlungsbereich des Menschen zu finden. Ehemalige Brachflächen werden in Zeiten der Wohnraumverknappung plötzlich wieder revitalisiert oder es werden Schrebergartenanlagen aufgrund sinkender Mitgliederzahlen dem Erdboden gleich gemacht. Auch große Bauprojekte und Modernisierungen der Bahnhöfe und Bahnanlagen kosten der Zauneidechse wertvollen Lebensraum. Nicht zuletzt werden die Lebensräume der Zauneidechsen stetig zerschnitten und durch Mauern, Häuser und andere Hindernisse eine mögliche Ausbreitung der Art verhindert. Ehemals vitale Großvorkommen werden in zahlreiche Kleinstvorkommen zerschlagen, die durch ihre geringe Individuenzahl akut von genetischer Verarmung bedroht werden.

Die Mauereidechse, die von möglichst vielen vertikalen Strukturen profitiert, kümmert dieser Bauwahn weit weniger. Im Gegenteil, oft werden für sie Lebensräume erst durch die

Bebauung interessant. Dabei zeigt sich, dass die Art weit weniger wildromantisch ist, als es manchem Herpetologen in seiner Gedankenwelt vorschwebt.
Sie benötigt keine fugenreichen Legesteinmauern umringt von alten Weinreben. Schon ein schnöder Betonsockel mit anschließender Hecke oder ein Stapel Feuerholz unter einem Carport erfüllen ihren Zweck. Sind in der Natur Nagerbauten beliebte Überwinterungsquartiere, so können es in der Stadt Hohlräume in der Fassadendämmung sein, Kellerschächte oder selbst Spalten unter dem Dach eines Hauses. Im städtischen Bereich spielt sie ihre Vorteile als ursprünglich felsbewohnende, montane Art vollumfänglich aus.

Prädation im Stadtgebiet

Im Siedlungsbereich des Menschen gibt es zahlreiche Prädatoren bei denen Eidechsen auf dem Speisenzettel stehen. Darunter Turmfalke, Amsel, Krähenvögel, Füchse, um nur einige zu nennen. Der mit Abstand gefährlichste Räuber ist aber zweifellos die Hauskatze. Aufgrund der bodennahen Lebensweise der Zauneidechse ist sie ein leichtes Opfer für den geduldig lauernden Stubentiger. Zu langsam ist die heimische Eidechse, besonders in den Morgenstunden oder weniger warmen Tagen, um den scharfen Krallen der Katze zu entkommen. Im herpetologischen Lehrgarten Achersleben (HeLgA) wurde 2022 der Bestand durch zwei Freigängerkatzen innerhalb einer Saison von 21 adulten Zauneidechsen auf 2 minimiert. Subadulte oder juvenile konnten im Verlauf des Jahres nicht mehr nachgewiesen werden.
Die Mauereidechse muss sich in ihren Herkunftsgebieten mit einer Vielzahl von Prädatoren auseinandersetzen. Neben den bereits genannten kommen noch vermehrt Schlangen, Skolopender oder andere größere Eidechsen hinzu. In dem Umgang mit Katzen ist sie seit Jahrtausenden geübt. Als Bewohner vertikaler Strukturen ist sie gegenüber der Zauneidechse klar im Vorteil. Sie kann anschleichende Katzen bereits viel früher erkennen und sich in Sicherheit bringen. Des Weiteren ist sie viel schneller und wendiger als die vergleichsweise plumpe Zauneidechse. Eigene Beobachtungen zeigten, dass Mauereidechsen beim plötzlichen Auftreten von Katzen in ihrem Lebensraum, den Boden mieden als wäre er Lava. Mauereidechsen scheinen bei erfahrenen Katzen auch nicht sehr beliebt als Spielzeug zu sein. Wahrscheinlich liegt es daran, dass Mauereidechsen bei Gefahr ein stinkendes Analsekret ausscheiden. Katzen, die diese Erfahrung gemacht haben, sind da sichtbar zurückhaltender.
Sowohl in Dresden als auch in Rijeka (Kroatien) konnte beobachtet werden, dass sich die dortigen Katzen in keiner Weise für die zahlreichen Mauereidechsen interessierten. Teils sonnten sie die Mauereidechsen in einer zur Schau gestellten Dreistigkeit direkt neben den Katzen.

Man kann das Gefühl bekommen, dass die Eidechsen das Verhalten „ihrer“ Katze genau kennen. Zwar werden auch Mauereidechsen von wohl zumeist jungen Katzen gefangen, aber scheinbar nicht in dem Umfang wie Zauneidechsen.

Auch hier wurden 2022 Beobachtungen im HeLgA gemacht. Während der Zauneidechsenbestand nahezu vernichtet wurde und ein großer Teil der Tiere als Trophäe auf den Abtreter des Gartenhauses gelegt wurde, konnte weder eine erlegte Mauereidechse nachgewiesen werden noch konnte man einen Rückgang der Individuenanzahl feststellen. Auffällig war jedoch, dass die Mauereidechsen deutlich scheuer und zurückgezogener lebten und ungeschützte Flächen auf dem Boden mieden.

Reproduktion

Die Zauneidechse produziert in der Regel ein Gelege pro Jahr, in guten Jahren auch zwei. Somit legt ein großes adultes Weibchen 10–20 Eier im Jahr.

Ein großes adultes Mauereidechsenweibchen legt 2, mittlerweile meist 3 Gelege im Jahr. Die Gelegegrößen sind meist etwas kleiner als bei Zauneidechsen, so dass am Ende 14–20 Eier pro Saison gelegt werden. Damit ist die Legerate/Weibchen im Jahr beider Arten vergleichbar. Allerdings ist die Individuenzahl/m² bei Mauereidechsen häufig deutlich höher, was die Gesamtreproduktionsrate zu Gunsten der Mauereidechse deutlich erhöht. Auch hier das Beispiel am gemeinsamen Vorkommen im HeLgA.

Während die dortigen 11 Zauneidechsen Weibchen theoretisch 110 bis zu max. 220 Eier/Saison legen, sind es bei den ca. 38 Mauereidechsenweibchen 532–760 Eier. Das ist ein gewaltiger Unterschied und erklärt, wie die Mauereidechse ein Biotop in kürzester Zeit überschwemmen kann. Natürlich kommen bei der Beispielrechnung nicht alle Gelege zum Schlupf, zeigt aber wie der Reproduktionserfolg im direkten Vergleich aussieht.

Mortalität im Winter

Beide Eidechsenarten verfolgen eine vollkommen unterschiedliche Strategie den Winter zu überstehen. Während Zauneidechsen eine strenge mehrmonatige Winterruhe halten, unterbrechen Mauereidechsen diese bei günstigen Witterungsverhältnissen.

Das passiert in der Regel bei Sonnenschein, Lufttemperaturen ab 1 °C und einer Bodenoberflächentemperatur ab ca. 16 °C. Die Neigung zur Sonne und das Bodensubstrat spielen ebenfalls eine weitere wichtige Rolle. Nach eigenen Beobachtungen unterbrechen nicht alle Tiere die Winterruhe, sondern immer nur ein kleiner Teil. Das ermöglicht es den

Tieren Flüssigkeit und Nahrung aufzunehmen. Besonders für kleine Mauereidechsen ein großer Vorteil. Seit 2018 verlaufen die Winter teilweise extrem mild. Längere Warmphasen mit tagsüber zweistelligen Temperaturen sind selbst im Januar und Februar keine Seltenheit mehr, günstig für die Mauereidechsen. Die Winterruhe verkürzt sich dadurch deutlich. Somit verringert sich die Mortalität und die ersten Paarungen konnten in manchem Jahr schon Ende Februar beobachtet werden, was ein zusätzliches Gelege im Jahr ermöglicht.

Anders sieht es bei der Zauneidechse aus. Naturbeobachtungen zur Winterruhe gestalten sich schwierig, so dass auf Beobachtungen von Haltern in Freilandhaltung zurückgegriffen werden muss. Hier ist seit 2018 eine erhöhte Wintermortalität besonders bei den Schlüpflingen festzustellen bzw. musste die Winterruhe künstlich abgebrochen werden. Der Grund dürfte tatsächlich in den teils deutlich erhöhten Wintertemperaturen liegen. Besonders juvenile Zauneidechsen überwintern recht oberflächennah und sind von den milden Temperaturen besonders betroffen. Sie verbrauchen dadurch deutlich mehr Energie und werden in der Winterruhe zunehmend schwächer. Auch die Aktivität der Innenparasiten nimmt nicht wie gewohnt ab und zehrt das Tier zusätzlich aus.

Eigene Beobachtungen stützen diese Feststellung. Während im Sommer 2018 und 2019 im August bis Oktober zahlreiche Schlüpflinge zu sehen waren, war die Zahl im jeweils darauffolgenden Frühjahr ernüchternd. Regional dürfte es aber große Unterschiede geben.

Nahrung

Sowohl die Zauneidechse als auch die Mauereidechse ernähren sich bevorzugt von Wirbellosen wie Insekten, Spinnen, Würmern und Schnecken. Pflanzliche Kost wird von der Zauneidechse nur hin und wieder verzehrt. Dazu zählen Blütenblätter oder reife Beeren. Bei der Mauereidechse spielt vegetarische Kost je nach Lebensraum und Jahreszeit eine erheblich größere Rolle. Sie können regelmäßig dabei beobachtet werden, wie sie Pollen aus Blüten lecken oder kleine zarte Blüten gleich im Ganzen fressen. Hoch im Kurs stehen jede Form von süßen Beeren wie Erd- und Brombeeren oder im Spätsommer auch Weintrauben. Es werden auch Reste von menschlichen Nahrungsmitteln, wie Joghurt, Kuchenkrümel oder Tomaten nicht verschmäht. Die Mauereidechse kann dadurch ihre Ernährung deutlich abwechslungsreicher gestalten und bei Nahrungsengpässen auf Alternativen ausweichen. Noch wichtiger sind jedoch ihre Kletterfähigkeiten bei der Nahrungssuche. Sie kann spielend leicht sich sonnende Insekten (Bienen, Fliegen, Falter) auch an senkrechten Häuserwänden erbeuten. Das ist Futter, was der Zauneidechse verwehrt bleibt. Auch hier zeigt sich wieder die Überlegenheit der Mauereidechse gegenüber der Zauneidechse im Siedlungsbereich des Menschen.

Verdrängt die Mauereidechse die Zauneidechse?

Im urbanen Bereich ist die Mauereidechse der Zauneidechse deutlich überlegen und dürfte im Zusammenspiel weiterer Faktoren zum Rückgang der Zauneidechse führen. Je mehr vertikale Strukturen/Gesteinsstrukturen/Schotterflächen im Verhältnis zu horizontalen Flächen (Wiesenflächen) zur Verfügung stehen, desto schwieriger wird es für die Zauneidechse sich durchzusetzen. Langfristig wird die Mauereidechse, dort wo sie auftaucht, die Zauneidechse von Bahnbrachen, Schrebergärten, Siedlungsflächen und weiteren vom Menschen überformten Lebensräumen im städtischen Bereichen verdrängen. Wobei zu beachten ist, dass durch den Klimawandel und Sukzession ohnehin viele Lebensräume für die Zauneidechse verloren gehen könnten. Ausgesprochene Saumbiotope, Wiesen und Heiden dürften jedoch unangefochten Reviere der Zauneidechse bleiben. Eine ähnliche Einnischung wie in Südosteuropa ist in den betroffenen Gebieten zu erwarten. Die Mauereidechse ist dort die typische Stadteidechse und die Zauneidechse eher im weiteren Umfeld auf dem Lande zu finden. Umso wichtiger ist es, endlich wieder großflächige und vor allem vernetzte Saumbiotope in der Landschaft zu fördern.

Naturschutzfachliche Herausforderungen bei allochthonen Mauereidechsen

Die Mauereidechse ist streng geschützt nach der FFH Richtlinie, Anhang IV. Aber nach Artikel 12 der FFH-Richtlinie sind die Mitgliedstaaten nur dazu aufgefordert Anhang IV Tierarten in ihren natürlichen Verbreitungsgebieten zu schützen. Aus dem Leitfaden der EU-Kommission (2007) heißt es: … Jedoch sollten einzelne Tiere oder verwilderte Populationen einer Tierart, die absichtlich oder unabsichtlich durch den Menschen an Orten angesiedelt wurden, an denen sie von Natur aus nie heimisch waren oder wo sie sich in absehbarer Zeit nicht natürlich verbreitet hätten, als außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets lebend und insofern als nicht unter die Richtlinie fallend erachtet werden.“ Daraus resultierend stehen die allochthonen Mauereidechsen in den östlichen Bundesländern nicht unter Schutz nach Anhang IV der FFH-Richtlinie.

Gesetzgebung in Deutschland nach BNatSchG

Folgende Paragraphen sind hierbei zutreffend:

§ 14 ff. BNatSchG Bestimmungen zur Eingriffsregelung

§ 39 Abs. 1 BNatSchG Verbot, die Tiere mutwillig zu beunruhigen oder ohne vernünftigen Grund zu fangen,



Abb. 4: Kannibalismus bei Mauereidechsen. Foto: A. u. C. Schäberle



Abb. 5: Zwei Neubürger in Sachsen unter sich. Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) frisst Mauereidechse (*Podarcis muralis*). Foto: L. Mittag/GWAW- Dreamcatcher

§ 44 BNatSchG Zugriffs- und Störungsverbote bei heimischen und streng bzw. besonders geschützten Arten

§ 1 des Tierschutzgesetzes (TierSchG) „Niemand darf einem Tier ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Leiden oder Schäden zufügen."

Die Mauereidechse wird nicht in der „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung" gemäß EU-Verordnung geführt! Daraus resultiert, dass sie nicht abgefangen und getötet werden darf.

Fazit

Die allochthonen Mauereidechsen in den neuen Bundesländern sind bei Maßnahmen, die eine Lebensraumveränderung mit möglichen negativen Folgen mit sich führen, nicht planungsrelevant. In der praktischen Umsetzung bedeutet das, dass die Tiere weder einem aufwendigen Monitoring unterliegen müssen, noch das eine Umsiedlung in zuvor bereitgestellten Ausgleichsflächen erfolgen muss. Letzteres sollte zur Verhinderung einer weiteren Verbreitung der Art unterlassen werden. Die Mauereidechse ist nicht als invasive Art in Europa eingestuft, was ein absichtliches Abfangen zu Tötungszwecken ausschließt. Sollte sich letzteres in den nächsten Jahren ändern, ist aber zu berücksichtigen, dass die Mauereidechse in manchen Vorkommen die Hauptnahrung für die Glattnatter sein kann, z.B. im Steinbruch Altenhain. Dieser Sonderfall muss extra beleuchtet werden. Die Mauereidechse wird in Zukunft mit Sicherheit weitere Städte erobern und ein festes Element der Herpetofauna in al-

len Bundesländern werden. Es gilt die Augen offen zu halten. Sichtungen von Mauereidechsen können an *den* Autor gemeldet werden.

Literatur

Blanke, I. & S. Lorenz (2019): Mauereidechsen in Niedersachsen – streng geschützte oder invasive Art? – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 38 (4): 229–234.

Blanke, I. & U. Schulte (2022): Gebietsfremde Mauereidechsen in Deutschland. Ausbreitung, rechtlicher Rahmen und Empfehlungen zum Umgang. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 54: 14–21.

Europäische Kommission (2007): EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten. –https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0789:FIN:DE:PDF

Schulte, U. & H. Laufer (2011): Die Mauereidechse – Reptil des Jahres 2011. – Aktionsbroschüre der DGHT, Rheinbach, 32 S.

Troidl, A. & S. Troidl (2005): *Podarcis muralis nigriventris* in Dresden. – https://lacerta.de/AS/Artikel.php?Article=67

Kontakt zum Autor:

Steve Hahnemann
Keplerstraße 9
06449 Aschersleben
E-Mail: Stevehahnemann@web.de

Anmerkung der Redaktion: Die hier dargelegten Ansichten des Autors müssen nicht mit der Meinung der Redaktion und des Herausgebers übereinstimmen.

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	136-145	Leipzig, 2023

Bestandserfassungen von Fischen und Muscheln mittels eDNA

Patricia Holm, Richard Pabst & Anne Findeisen

Zusammenfassung

Anhand von zwei Fallbespielen wird der Einsatz von eDNA in Gewässern beschrieben. In einem Untersuchungsgebiet bei Ingolstadt im Freistaat Bayern wurden Anfang Juli 2023 mehrere Nebenarme der Donau auf das Vorkommen einheimischer Muschelarten untersucht. Um einen guten Überblick über den Fischbestand eines Gewässers zu erhalten, bietet sich jedoch andererseits auch der universelle Nachweis, das sogenannte Metabarcoding an. Für das vorliegende Fallbeispiel wurde unter Beteiligung des Anglervereins Zerbst e.V. Anfang Dezember 2022 eine Kiesgrube in Sachsen-Anhalt untersucht. Die Ergebnisse der beiden Fallbeispiele verdeutlichen den Mehrwert, den molekularbiologische Methoden bei der Arterfassung liefern können, wenn die traditionellen Nachweismethoden nicht möglich oder zu aufwendig sind.

Einleitung

Sie sind geschützt, selten oder leben verborgen. Manchmal kommen sie in unwegsamem Terrain vor oder lassen sich nur schwer sichten und fangen. Die Rede ist von aquatischen oder semi-aquatischen Arten wie bestimmten Muscheln, Krebsen, Fischen, Amphibien, aber auch invasiven Arten und Krankheitserregern. Wenn für diese Lebewesen traditionelle Kartierungen zu aufwendig sind oder die erzeugten Daten aufgrund äußerer Umstände nicht differenziert genug sind, können molekularbiologische Methoden Abhilfe schaffen. Hierbei wird das genetische Material untersucht, das die Tiere durch Hautzellen, Schleim, Ausscheidungen oder bei der Fortpflanzung an ihre Umgebung abgeben (Rees et al. 2014, Harper et al. 2019). Dieses Material wird auch als eDNA, die sogenannte Umwelt-DNA, bezeichnet. Bereits eine kleine Umweltprobe, wie z.B. eine Wasserprobe, ist ausreichend, um genügend eDNA für die molekularbiologischen Untersuchungen und die Identifizierung der gesuchten Arten zu erhalten. Unter Beachtung der Grenzen der Methodik, die z.B. in der Absenz von Metadaten zu Vitalität, Alter und Geschlechterverteilung sowie einer fehlenden Quantifizierbarkeit liegen, kann die Analyse von eDNA einen bedeutsamen Mehrwert für eine effiziente, zeitsparende und nicht-invasive Arterfassung liefern (Thomsen & Willerslev 2015). Zwei Fallbeispiele, in denen die eDNA-Analyse zum Einsatz kam, werden hier vorgestellt.



Abb. 1: Eine teils verborgen lebende Bachmuschel. Foto: S. K. Hutschenreuther.

Fallbeispiel: Detektion von Muscheln

In einem Untersuchungsgebiet bei Ingolstadt im Freistaat Bayern wurden Anfang Juli 2023 mehrere Nebenarme der Donau auf das Vorkommen einheimischer Muschelarten untersucht (Abb. 1). Da die Uferbereiche für eine Begehung und die üblichen Erfassungsmethoden zu sehr aufgeweicht waren, sollte die Analyse von eDNA zum Einsatz kommen. Hierfür wurden neun Gewässerproben an verschiedenen Standorten der Seiten- bzw. Altarmen der Donau entnommen. Für jede Probenahme wurde ein Kit von IdentMe verwendet, um kontaminationsfrei DNA-Proben durch die Filtrierung einer Wassermischprobe zu gewinnen (Abb. 2). Acht der beprobten Gewässer besaßen überwiegend Stillgewässercharakter, lediglich eines wies eine leichte Strömung auf. Nach der Entnahme wurden die Proben mithilfe einer Konservierungslösung vor enzymatischem Abbau, d.h. vor dem Verlust wichtiger genetischer Information, geschützt und per Post an IdentMe versandt. Im Labor erfolgten dann die Extraktion und Aufreinigung der DNA sowie die Messung der DNA-Konzentration jeder einzelnen Probe. In Abbildung 3 sind das Wasservolumen, das je Probe filtriert werden konnte, sowie die extrahierte DNA-Konzentration dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass die jeweils erzielte DNA-Konzentration nicht von der Menge des Wassers abhängig ist, das durch den Filter abfiltriert wurde. Wie viel Wasser filtriert werden kann, hängt von der Menge



Abb. 2: Abfiltrieren einer Wasserprobe am Ufer. Foto: S. K. Hutschenreuther.

und Art der Schwebstoffe ab, die im Wasser enthalten sein können. Je höher der Anteil an Partikeln ist, desto schneller ist die Filterkapsel gesättigt, über die die Wasserprobe filtriert wird. Andererseits können an bestimmten Partikeln auch DNA-Fragmente und Mikroorganismen gebunden sein, sodass mit einem höheren Schwebstoffgehalt auch die Menge an gewinnbarer DNA ansteigen kann (Barnes et al. 2021, Turner et al. 2014).

Nach der Extraktion wurde die DNA mit molekularbiologischen Methoden analysiert. Hierbei können sowohl universelle als auch spezifische DNA-Nachweise zum Einsatz kommen. Im vorliegenden Projekt wurden die Proben gezielt auf das Vorhandensein der DNA von Bachmuschel (*Unio crassus*) und Malermuschel (*Unio pictorum*) untersucht. Hierfür wurden artspezifische Tests (Stoeckle et al. 2021 und eigene Entwicklung) verwendet, da diese sehr sensitiv sind und zuverlässige Ergebnisse liefern, auch wenn nur geringe DNA-Mengen der Zielart vorliegen. Die Analysen wurde mit quantitativer PCR (qPCR) unter Verwendung bestimmter Primer und Sonden, die gezielt nur an DNA-Fragmente von Bach- bzw. Malermuscheln binden, durchgeführt. Für die Sicherung der Qualität wurden bei jedem qPCR-Durchlauf Kontrollen mitgeführt, die den korrekten Ablauf sicherstellen und potenzielle Kontaminationen sichtbar machen. Jede

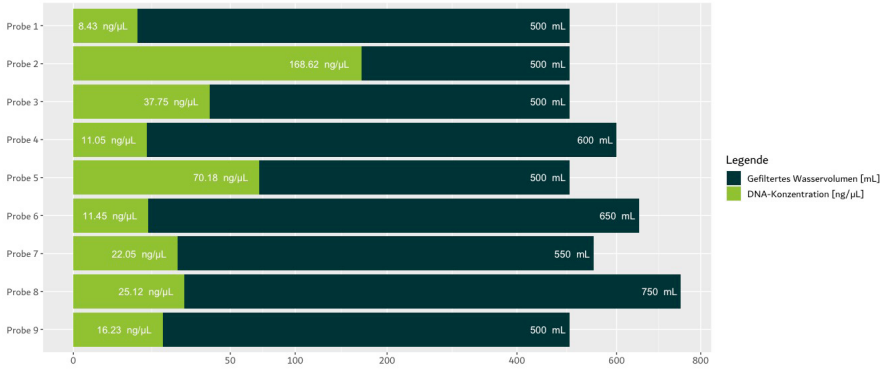


Abb. 3: Übersicht über das gefilterte Wasservolumen und die extrahierte DNA-Konzentration je Probe.

Probe wurde in zehn technischen Replikaten untersucht, um die Detektionswahrscheinlichkeit zu maximieren. In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Untersuchung dargestellt. Der eDNA-Score gibt an, in wie vielen von den zehn technischen Replikaten DNA der gesuchten Zielart gefunden werden konnte. Liegt der eDNA-Score bei 0, wurde in der jeweiligen Probe kein passendes DNA-Fragment gefunden. In den Proben von drei Standorten konnte die DNA der Malermuschel eindeutig nachgewiesen werden, am Probenentnahmeort 7 war darüber hinaus noch der Test für Bachmuschel positiv.

Tab. 1: Übersicht über die Proben und Ergebnisse der Muscheluntersuchung.

Bezeichnung	Zielart	eDNA-Score	Bewertung
Probe 1	Unio crassus	0	negativ
Probe 1	Unio pictorum	0	negativ
Probe 2	Unio crassus	0	negativ
Probe 2	Unio pictorum	0	negativ
Probe 3	Unio crassus	0	negativ

Bezeichnung	Zielart	eDNA-Score	Bewertung
Probe 3	Unio pictorum	0	negativ
Probe 4	Unio crassus	0	negativ
Probe 4	Unio pictorum	0	negativ
Probe 5	Unio crassus	0	negativ
Probe 5	Unio pictorum	0	negativ
Probe 6	Unio crassus	0	negativ
Probe 6	Unio pictorum	9	positiv
Probe 7	Unio crassus	3	positiv
Probe 7	Unio pictorum	10	positiv
Probe 8	Unio crassus	0	negativ
Probe 8	Unio pictorum	0	negativ
Probe 9	Unio crassus	0	negativ
Probe 9	Unio pictorum	5	positiv

Eine Begehung der Gewässer verbunden mit einer konventionellen Erfassung war aufgrund der Bodenbeschaffenheit nur an einem der Altarme möglich. An diesem konnte eine Malermuschel visuell nachgewiesen werden. Dieser Fund stimmt mit den eDNA-Untersuchungen überein, da dort ebenfalls Malermuschel-DNA detektiert werden konnte. Der Fund von Bachmuschel-DNA in Probe 7 war dahingegen zuerst überraschend. Nachdem bekannt wurde, dass in einem – mutmaßlich vom untersuchten Standort isolierten – Nachbargewässer Bachmuscheln vorkommen, wäre eine Einwanderung der Tiere auf verschiedenen Wegen aber durchaus vorstellbar. Da der eDNA-Score der Probe 7 für Bachmuschel-DNA recht gering ausfiel, kann davon ausgegangen werden, dass auch der Gehalt an Bachmuschel-DNA in der Probe relativ gering war. Es könnte sich beispielsweise um eine kleinere Population

der Muscheln im untersuchten Gewässer handeln. Es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass die DNA durch z.B. Wasservögel oder andere Wildtiere übertragen wurde. In diesem Fall gäbe es allerdings keinen kontinuierlichen Zufluss der entsprechenden eDNA durch das Fehlen der ursprünglichen Zielart als DNA-Quelle und die rasche Degradierung der verschleppten DNA-Spuren. Daher ist davon auszugehen, dass die Signale bei der späteren Analyse schwach und unbeständig sein würden (Goldberg et al. 2016). Außerdem ist anzunehmen, dass die Nachweisbarkeit der verschleppten eDNA, wie beim Auswandern von Zielarten, kontinuierlich sinken würde (Dejean et al. 2011). Ein eDNA-Score von 3 weist dahingegen stark auf ein tatsächliches Vorkommen hin. In diesem Falle wäre eine Wiederholung der eDNA-Untersuchung für diesen Standort zu einem späteren Zeitpunkt empfehlenswert, um das Bachmuschelvorkommen eindeutig zu bestätigen.

Fallbeispiel: Fischerfassung in der Kiesgrube

Ein weiteres Einsatzgebiet für den molekularbiologischen Artnachweis stellt die Erfassung von Fischen mittels eDNA-Analyse dar. Hierbei kann einerseits der spezifische Nachweis zum Einsatz kommen, wenn etwa seltene oder verborgen lebende Arten wie der Europäische Schlammpeitzger gesucht werden. Um einen guten Überblick über den Fischbestand eines Gewässers zu erhalten, bietet sich jedoch andererseits auch der universelle Nachweis, das sogenannte Metabarcoding an. Nach der Vervielfältigung eines bestimmten Genabschnitts, den die meisten Fische im genetischen Material tragen, schließt sich die Sequenzierung der Fragmente sowie die bioinformatische Auswertung an. Aus der sorgfältigen Auswertung der Gensequenzen resultiert eine gesamte Artenliste der entsprechenden Artengruppen für den untersuchten Lebensraum.

Für das vorliegende Fallbeispiel wurde unter Beteiligung des Anglervereins Zerbst e.V. Anfang Dezember 2022 eine Kiesgrube in Sachsen-Anhalt untersucht. Ein Teil der Kiesgrube wird noch aktiv für den Abbau von Kies und Sand genutzt, der andere Teil ist für Mitglieder des Landesanglerverbandes von Sachsen-Anhalt für den Angelsport freigegeben. Die Entnahme der Wasserproben wurde durch ein Mitglied des Zerbster Anglervereins realisiert. Nachdem die DNA aus den Proben im Labor von IdentMe extrahiert wurde, wurde ein universeller Fischnachweis (Miya et al. 2015) durchgeführt. Parallel zur eDNA-Analyse fand eine konventionelle Untersuchung mittels Elektrobefischung statt. Die Resultate der beiden Untersuchungen sind in den Abbildungen 4 und 5 visualisiert.

Bei der Elektrobefischung wurden Flussbarsche mit einem Anteil von 63 % gefunden, gefolgt von 34 % Rotfedern. Den geringsten Bestand wiesen Schleien mit 2 % und Aale mit nur 1 %

auf. Außerdem wurde ein Graskarpfen gesichtet, der allerdings mit der Elektrobefischung nicht nachgewiesen werden konnte.

Bei der Auswertung der eDNA-Untersuchungsergebnisse (Abb. 5) ist zu beachten, dass sich die ermittelten Werte auf das prozentuale Verhältnis der identifizierten DNA-Fragmente für die jeweiligen Fischarten beziehen. Die Abbildung spiegelt zwar die Verteilung der DNA wider, kann aber keine konkreten Aussagen zur tatsächlichen Individuenanzahl liefern. Denn die Anzahl gemessener DNA-Fragmente ist mehr von den Eigenschaften und der Aktivität der Zielarten abhängig, als von der Populationsgröße (Buxton et al. 2017; Carraro et al. 2018; Klymus et al. 2015; Macher et al. 2021). Es spielen zum Beispiel auch die shedding-rate (Anzahl an abgegebenen DNA-Fragmenten pro Zeiteinheit), die Größe der Individuen, die Laichzeit und die bevorzugte Lebensweise eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Aus diesem Grund sollten diese Einflussfaktoren stets berücksichtigt werden, auch wenn eine Korrelation zwischen der Anzahl an DNA-Fragmenten und der Populationsgröße bereits interpretiert wurde (Evans et al. 2016; Hänfling et al. 2016; Pont et al. 2018).

Die Ergebnisse der beiden Erfassungsmethoden sind dennoch annähernd identisch, da auch die eDNA-Untersuchung eine recht ähnliche Verteilung der Fischarten ergab. Der Großteil

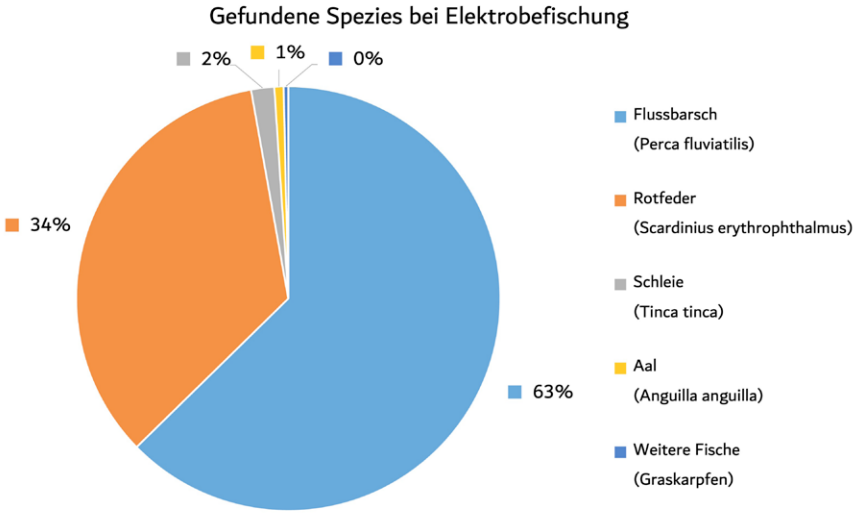


Abb. 4: Ergebnis der Elektrobefischung in der Kiesgrube Zerbst

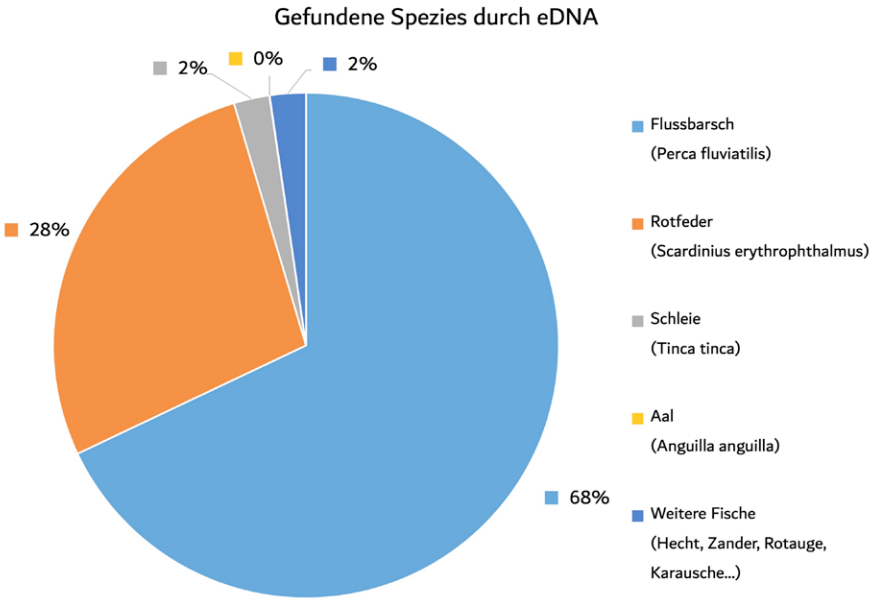


Abb. 5: Ergebnis der eDNA-Untersuchung in der Kiesgrube Zerbst.

der gefundenen DNA-Fragmente konnte der Spezies Flussbarsch zugeordnet werden, am zweithäufigsten wurden Rotfedern gefunden. Auch der Anteil an Schleien lag bei der eDNA-Analyse bei 2 % und stimmte, ähnlich wie die Detektion von Aal, mit den Ergebnissen der Elektrobefischung überein. Allerdings konnte die molekularbiologische Arterfassung darüber hinaus auch die Anwesenheit weiterer Fischarten wie Hecht, Zander, Rotauge und Karausche aufzeigen. Vermutlich sind diese Arten in so geringer Individuenzahl vorhanden, dass sie durch die Befischung nicht erfasst werden konnten. Dafür würde auch der geringe Anteil an DNA der jeweiligen Arten in den Proben sprechen.

Das Wissen um den Fischbestand ist einerseits für naturschutzfachliche Belange wichtig, andererseits werden auf dieser Grundlage aber auch Konzepte für die Gewässerentwicklung erstellt sowie Besatzmaßnahmen mit verschiedenen Fischarten geplant. So konnten auch die Ergebnisse aus der eDNA-Untersuchung die Planung des zukünftigen Fischbesatzes in der Kiesgrube in Sachsen-Anhalt unterstützen.

Fazit

Die Ergebnisse der beiden Fallbeispiele verdeutlichen den Mehrwert, den molekularbiologische Methoden bei der Arterfassung liefern können, wenn die traditionellen Begehungen, z.B. aufgrund der Standortgegebenheiten, nicht möglich oder zu aufwendig sind. Entscheidend für die Qualität der Resultate ist hierbei stets die Sorgfalt bei der Probenahme und Analyse sowie eine wissenschaftlich fundierte Auswertung der Ergebnisse. Wird dies erfüllt, kann die eDNA-Analyse als zweckdienliches Mittel zur Unterstützung der traditionellen Methoden angesehen werden.

Literatur

Barnes, M.A., Chadderton, W.L., Jerde, C.L., Mahon, A.R., Turner, C.R., Lodge, D.M. (2021): Environmental conditions influence eDNA particle size distribution in aquatic systems. – Environ. DNA 3, 643–653. https://doi.org/10.1002/edn3.160

Buxton, A.S., Groombridge, J.J., Zakaria, N.B. & R.A. Griffiths (2017): Seasonal variation in environmental DNA in relation to population size and environmental factors. – Sci. Rep. 7, 46294. https://doi.org/10.1038/srep46294

Carraro, L., Hartikainen, H., Jokela, J., Bertuzzo, E. & A. Rinaldo (2018): Estimating species distribution and abundance in river networks using environmental DNA. – Proc. Natl. Acad. Sci., 115: 11724–11729. https://doi.org/10.1073/pnas.1813843115

Dejean, T., A. Valentini, A. Duparc, S. Pellier-Cuit, F. Pompanon, P. Taberlet & C. Miaud (2011): Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. – PloS ONE 6, 8: e23398.

Evans, N.T., Olds, B.P., Renshaw, M.A., Turner, C.R., Li, Y., Jerde, C.L., Mahon, A.R., Pfrender, M.E., Lamberti, G.A. & D.M. Lodge (2016): Quantification of mesocosm fish and amphibian species diversity via environmental DNA metabarcoding. – Mol. Ecol. Resour., 16: 29–41. https://doi.org/10.1111/1755-0998.12433

Goldberg, C. S., C. R. Turner, K. Deiner, K. E. Klymus, P. F. Thomsen, M. A. Murphy, S. F. Spear, A. McKee, S. J. Oyler-McCance, R. S. Cornman, M. B. Laramie, A. R. Mahon, R. F. Lance, D. S. Pilliod, K. M. Strickler, L. P. Waits, A. K. Fremier, T. Takahara, J. E. Herder & P. Taberlet (2016): Critical considerations for the application of environmental DNA methods to detect aquatic species. – Methods in Ecology and Evolution, 7: 1299–1307.

Hänfling, B., Lawson Handley, L., Read, D.S., Hahn, C., Li, J., Nichols, P., Blackman, R.C., Oliver, A. & I.J. Winfield (2016): Environmental DNA metabarcoding of lake fish communities reflects long-term data from established survey methods. – Mol. Ecol., 25: 3101–3119. https://doi.org/10.1111/mec.13660

Harper, L. R., A. S. Buxton, H. C. Rees, K. Bruce, R. Brys, D. Halfmaerten, D. S. Read, H. V. Watson, C. D. Sayer, E. P. Jones, V. Priestley, E. Mächler, C. Múrria, S. Garcés-Pastor, C. Medupin, K. Burgess, G. Benson, N. Boonham, R. A. Griffiths, L. Lawson Handley & B. Hänfling (2019): Prospects and challenges of environmental DNA (eDNA) monitoring in freshwater ponds. – Hydrobiologia, 826: 25–41.

Klymus, K.E., Richter, C.A., Chapman, D.C. & C. Paukert (2015): Quantification of eDNA

shedding rates from invasive bighead carp Hypophthalmichthys nobilis and silver carp Hypophthalmichthys molitrix. – Biol. Conserv., 183: 77–84. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.020

Macher, T.-H., Schütz, R., Arle, J., Beermann, A.J., Koschorreck, J. & F. Leese (2021): Beyond fish eDNA metabarcoding: Field replicates disproportionately improve the detection of stream associated vertebrate species. – Metabarcoding Metagenomics 5, e66557. https://doi.org/10.3897/mbmg.5.66557

Miya, M. Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J.Y., Sato, K., Minamoto, T., Yamamoto, S., Yamanaka, H., Araki, H., Kondoh, M., & W. Iwasaki (2015): MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. – R. Soc. Open sci., 2: 150088. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.150088

Pont, D., Rocle, M., Valentini, A., Civade, R., Jean, P., Maire, A., Roset, N., Schabuss, M., Zornig, H. & T. Dejean (2018): Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. – Sci. Rep. 8, 10361. https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8

Rees, H. C., B. C. Maddison, D. J. Middleditch, J. R. M. Patmore & K. C. Gough (2014): The detection of aquatic animal species using environmental DNA – a review of eDNA as a survey tool in ecology. – Journal of Applied Ecology, 51: 1450–1459.

Stoeckle, B.C., Beggel, S., Kuehn, R., & J. Geist (2021): Influence of stream characteristics and population size on downstream transport of freshwater mollusk environmental DNA. – Freshw. Sci. 40, 191–201. https://doi.org/10.1086/713015

Thomsen, P. F. & E. Willerslev (2015): Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. – Biological Conservation, 183: 4–18.

Turner, C.R., Barnes, M.A., Xu, C.C.Y., Jones, S.E., Jerde, C.L., Lodge, D.M. (2014): Particle size distribution and optimal capture of aqueous macrobial eDNA. Methods Ecol. Evol. 5, 676–684. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12206

Kontakt zum Autor:

IdentMe GmbH
Heinrich-Damerow-Straße 1
06120 Halle (Saale)
info@ident-me.com

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	146-161	Leipzig, 2023

Nachweise von Chytridpilzen bei Amphibien in Nordwestsachsen

Judith Adam, Kathleen Preißler & Sebastian Steinfartz

1 Zusammenfassung

Bei einer opportunistischen Beprobung in den Jahren 2020 bis 2023 wurden an neun bisher nicht beprobten Standorten in Nordwestsachsen Hautabstriche von Vertretern aus elf Amphibienarten genommen und auf den Befall mit den Chytridpilzen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) und *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal) hin untersucht. An drei Standorten in den Landkreisen Leipzig und Nordsachsen konnte der Chytridpilz Bd nachgewiesen werden, keines der befallenen Tiere zeigte Symptome einer klinischen Erkrankung. Bei den meisten dieser Amphibien handelt es sich um Vertreter des Wasserfroschkomplexes (*Pelophylax sp.*) und der Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Bei den nachweislich infizierten Tieren dieser Arten war die Sporenbelastung vergleichsweise gering, sodass von einem endemischen Verlauf der Erkrankung auszugehen ist. Bei einer Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) konnte eine deutlich höhere Sporenbelastung nachgewiesen werden. Zukünftige Untersuchungen zur Verbreitung des Erregers sollten sich auf Wasserfrösche konzentrieren, die sowohl weitverbreitet als auch häufig asymptomatisch befallen sind, und sich damit für ein Screening eignen. Des Weiteren sollten zukünftig gezielt Knoblauchkröten getestet werden, um zu überprüfen, ob der schwere Befall des hier analysierten Tieres ein Einzelfall war.

2 Hintergrund

Amphibien bilden die weltweit am stärksten bedrohte Wirbeltierklasse, rund 41 % aller Amphibienarten gelten als gefährdet (IUCN 2022). Neben Klimawandel und Habitatverlust stellt dabei die Ausbreitung von Krankheiten eine der größten Bedrohungen dar (Stuart et al. 2004, van Rooij et al. 2015, Luedtke et al. 2023). Insbesondere Infektionen mit dem im Jahr 1997 erstbeschriebenen Chytridpilz *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) (Longcore et al. 1999) gelten als verantwortlich für den Rückgang hunderter Amphibienarten sowie das Aussterben von mindestens 90 Arten weltweit (Scheele et al. 2019). Der pathogene Hautpilz breitete sich bereits vor über 100 Jahren von seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet in Asien nach Amerika aus und ist nachweislich seit mindestens 50 Jahren auch in Europa verbreitet (O'Hanlon et al. 2018, Castro Monzon et al. 2020). Während aus dem asiatischen Ursprungsgebiet keine Bestandseinbrüche in Zusammenhang mit Bd bekannt sind, führte

die Ausbreitung des invasiven Pilzes insbesondere in Australien und Zentralamerika durch die Schädigung der Haut und daraus resultierenden Sekundärinfektionen der Tiere zu Massensterbeereignissen (Lips 2016). In Europa kann der Erreger mittlerweile zwar mehr oder weniger flächendeckend nachgewiesen werden, dennoch ist es bisher kaum zu größeren Bestandseinbrüchen in Zusammenhang mit Bd gekommen. Lediglich aus Spanien und den französischen Pyrenäen sind umfangreichere Sterbeereignisse bei mehreren Froschlurcharten, insbesondere der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), bekannt (Spitzen-Van Der Sluijs et al. 2014, Martinez-Silvestre et al. 2021, Lips 2016). Die Datenlage in Deutschland ist lückenhaft: Ohst et al. (2013) konnten an 35 % der von ihnen bereits zwischen 2003 und 2011 untersuchten Standorte in Deutschland den Chytridpilz Bd nachweisen. Es wurden für diese Studie allerdings nur wenige Standorte in Sachsen beprobt, alle im äußersten Osten des Bundeslandes. Es schlossen sich in den folgenden Jahren einige Projekte an, die die Verbreitung und Auswirkung von Bd in deutschen Amphibienpopulationen untersuchten, unter anderem in Bayern (Böll et al. 2012), Hessen (Wagner et al. 2017), dem nördlichen Weserbergland (Pröhl et al. 2018) und der Kölner Bucht (Sachs et al. 2020). Diese beschränkten sich jedoch nicht nur geografisch, sondern auch hinsichtlich der untersuchten Amphibienarten auf einen kleinen Ausschnitt des Spektrums in Deutschlan

Um einen Teil der hinterlassenen Datenlücke zu schließen, wurden in den Jahren 2020 bis 2023 im Rahmen diverser Monitoring- und Schutzprojekte für Amphibien in Nordwestsachsen Hautabstriche von Amphibien von insgesamt elf Arten genommen. Diese wurden im Anschluss mittels quantitativer PCR hinsichtlich des Vorkommens des Chytridpilzes Bd und in einzelnen Fällen auch auf Bsal hin untersucht. Die Ergebnisse sollen sowohl als Datengrundlage für anschließende Analysen dienen, als auch die Relevanz der konsequenten Einhaltung hygienischer Standards bei der herpetologischen Feldarbeit verdeutlichen.

3 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Standorte befinden sich in Nordwestsachsen, in den Landkreisen Leipzig und Nordsachsen sowie im Leipziger Stadtgebiet. Beprobt wurde im Rahmen verschiedener Projekte, die sich hinsichtlich der Zielarten, Lebensraumtypen und Fangmethoden sowie des zeitlichen Rahmens zum Teil deutlich unterschieden. In Gebieten, die an mehr als einem Tag beprobt wurden, kam es teilweise zur wiederholten Erfassung derselben Individuen. Die einzelnen Standorte mit ihren Projekten und Probennahmen werden im Folgenden kurz charakterisiert:

Muldeaue

Im Raum Kollau (Thallwitz), nahe der Grenze zwischen den Landkreisen Leipzig und Nordsachsen, wird seit 2020 ein regelmäßiges Amphibienmonitoring durch die Universität Leipzig durchgeführt (Adam et al. 2022). Zielart ist die Rotbauchunke (*Bombina bombina*), aber nach Möglichkeit werden auch alle anderen vorkommenden Amphibien gefangen und registriert. Zum Einsatz kommen dabei sowohl Kescher als auch Ortmann-Eimerfallen (Drechsler et al. 2010). Das Untersuchungsgebiet umfasst zwei Altarme der Mulde sowie den Kollauer Dorfteich. Alle Gewässer werden an mindestens 16 Tagen pro Untersuchungszeitraum (April bis Juni jedes Jahres) systematisch untersucht. In den Jahren 2020 bis 2023 wurden in diesem Gebiet Hautabstriche (Swabs) von 200 Amphibien aus sieben Arten genommen (Tab. 1). Bei fast drei Viertel der beprobten Tiere handelt es sich um adulte Rotbauchunken, gefolgt von Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Wasserfroschkomplex (*Pelophylax sp.*) sowie jeweils wenigen Individuen von Laubfrosch (*Hyla arborea*), Springfrosch (*Rana dalmatina*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) und Kammmolch (*Triturus cristatus*).

Rohrbacher Teiche

Das Naturschutzgebiet Rohrbacher Teiche liegt auf dem Gebiet der Gemeinde Belgershain, Landkreis Leipzig. In diesem Gebiet wird ebenfalls seit 2020 ein Amphibienmonitoring der Universität Leipzig durchgeführt, hier ist der Kammmolch Zielart (Haase et al. 2021). Auch hier erfolgt die Untersuchung der sechs Gewässer systematisch an 16 Tagen pro Untersuchungszeitraum, gefangen wird vor allem mit Ortmann-Eimerfallen. In den Jahren 2020, 2021 und 2023 wurden hier Swabs von 99 Tieren genommen, davon 67 % Kammmolche, erneut gefolgt von Teichmolch, Wasserfroschkomplex sowie jeweils einem Springfrosch und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*).

Machern/Lübschütz

Die Region um Machern, Landkreis Leipzig, zeichnet sich durch eine hohe Anzahl von Stillgewässern aus. Neben einer Reihe teichwirtschaftlich genutzter Gewässer befindet sich hier der noch teilweise aktive Tontagebau Lübschütz mit einer Vielzahl von Tongruben verschiedener Größen. Das Gebiet ist ornithologisch, entomologisch und herpetologisch wertvoll, steht aber derzeit noch nicht unter Schutz. Aus diesem Grund führt das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) regelmäßig faunistische Arterfassungen im Tontagebau

Lübschütz durch (Olbrich et al. 2019, Henle & Olbrich 2022). In diesem Zusammenhang wurden im Frühsommer 2023 Hautabstriche von drei Individuen des Kammmolchs mit auffälligen Hautläsionen genommen. Zudem wurden an einem weiteren Tag im Juli 2023 bei einem opportunistischen Sampling Swabs von fünf juvenilen Wasserfröschen genommen. Im Mai 2023 wurde ein Teichmolch aus dem südlich von Machern gelegenen Macher-Teich beprobt, der im Rahmen einer Bachelorarbeit für die Universität Leipzig (Uecker 2023) gefangen worden war.

Eschefeld

Das Naturschutzgebiet Eschefelder Teiche liegt im äußersten Süden des Landkreis Leipzig. Im Töpferteich Eschefeld wurden im Mai 2023 ebenfalls im Rahmen der oben erwähnten Bachelorarbeit, die sich mit der genetischen Strukturierung von Kamm- und Teichmolchen im Landkreis Leipzig beschäftigt, mehrere Molche untersucht. Der Fang erfolgte zu zwei Zeitpunkten im Abstand von einer Woche mittels Ortmann-Eimerfallen. Es wurden Abstriche von zwei Teichmolchen und zwei Kammmolchen genommen.

Profen

Der Braunkohletagebau Profen erstreckt sich auf 75 % seiner Fläche in den Burgenlandkreis in Sachsen-Anhalt, 25 % des Tagebaus liegen im Landkreis Leipzig. Tagebaulandschaften sind hochdynamische Lebensräume mit einer Vielzahl temporärer Kleinstgewässer, die insbesondere von Pionierarten wie Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und Wechselkröte (*Bufotes viridis*) besiedelt werden. Im Rahmen einer Promotionsarbeit für das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) und die Universität Leipzig, die sich mit der Ökologie der Kreuzkröte in Tagebaulandschaften beschäftigt, wurde unter anderem die Population der Kreuzkröte in Profen untersucht (Barth et al. im Druck). In diesem Zusammenhang wurden an einem Tag im September 2023 Abstriche von sechs Kreuzkröten und zwei Wechselkröten genommen. Die Tiere wurden hierfür aktiv und unter Mitarbeit von Artenspürhunden (*Monitoring Dogs*, Dr. Annegret Grimm-Seyfarth) gesucht.

Schleenhain

Der Tagebau Vereinigtes Schleenhain liegt ebenfalls im Landkreis Leipzig und ist Lebensraum für Kreuz- und Wechselkröten. Für die oben erwähnte Promotionsarbeit wurden auch in diesem Tagebau Kreuzkröten aktiv gesucht und an einem Tag im Sommer 2021 Hautabstriche von 14 der gefangenen Tiere genommen.

Gärnitzer Lache

Die Gärnitzer Lache ist eine Vernässungsfläche in einem landwirtschaftlichen genutzten Gebiet, das sich südlich von Markranstädt, nahe des Naturschutzgebietes Kulkwitzer Lachen, im Landkreis Leipzig befindet. Der NABU-Regionalverband (RV) Leipzig setzt sich für den Schutz dieser Fläche ein, da auf dem Gebiet der Gärnitzer Lache nicht nur regelmäßig Kiebitze (*Vanellus vanellus*) brüten, sondern auch unter anderem Kammmolche und vereinzelte Rotbauchunken vorkommen (Dech 2020). Im Rahmen einer Projektarbeit für die Hochschule Anhalt (Merkel & Rost 2021) sowie eines Monitorings des NABU wurden hier im Frühjahr 2021 Abstriche von zwölf Kammmolchen und 18 Teichmolchen für die Untersuchung auf Chytridpilze genommen. Der Fang der Tiere erfolgte an 25 Tagen von März bis Juni.

Papitzer Lehmlachen

Die Papitzer Lehmlachen bei Schkeuditz, Landkreis Nordsachsen, sind Teil des Naturschutzgebietes Luppeaue. Diese ausgedehnten flachen Gewässer sind ursprünglich durch Lehmabbau entstanden und zählen heute zu den wichtigsten Amphibienlebensräumen der Region. Im Frühjahr und Sommer 2023 wurden in diesem Gebiet im Rahmen eines Amphibienmonitorings des NABU RV Leipzig (Große 2023) Hautabstriche von 16 Amphibien aus fünf Arten (Wasserfroschkomplex, Rotbauchunke, Teichmolch, Kammmolch und Laubfrosch) genommen.

Stadtgebiet Leipzig

Der NABU RV Leipzig organisiert in jedem Frühjahr Amphibien-Rettungsaktionen mit ehrenamtlichen Helfern. Dabei werden an jedem Abend wandernde Amphibien an Gefahrenschwerpunkten registriert, eingesammelt und über die Straßen oder Radwege befördert. Im Rahmen dieser Aktion wurden im März 2023 Hautabstriche von 13 Erdkröten (*Bufo bufo*) an vier Standorten im Süden Leipzigs genommen: im Wildpark, im Agra-Park, im Stötteritzer Wäldchen und dem Forstrevier Nonne in Schleußig. Zudem wurden an einem Tag im März vier Springfrösche aus Panichs Lache nordwestlich vom Wildpark beprobt.

4 Probennahme und Bearbeitung

Um eine unbeabsichtigte Ausbreitung von Chytridpilzen im Rahmen unserer Untersuchungen zu vermeiden, wurde die Ausrüstung wie Kescher, Fallen und Messgeräte nach Möglichkeit nur in jeweils einem Gebiet eingesetzt. Zusätzlich wurde sämtliches Equipment sowie Wathosen

und Gummistiefel nach jedem Fangeinsatz für fünf Minuten mit Virkon S-Lösung (10 g/l) desinfiziert und anschließend vollständig trocknen gelassen (Johnson et al. 2003, van Rooij et al. 2017). Während der Untersuchung der Tiere wurden Nitril-Handschuhe getragen, um eine Übertragung von Bd zu vermeiden (Thomas et al. 2020). Von jedem beprobten Tier wurden grundsätzlich zwei Abstriche genommen (Abb. 1) und die Swabs im Anschluss schnellstmöglich trocken, also ohne Medium, eingefroren. Eine Ausnahme bildeten die drei Kammmolch-Proben aus Machern/Lübschütz, von denen jeweils nur ein Abstrich genommen und in Ethanol gelagert wurde. Es wurde aus jeweils einem Swab pro Individuum die DNA extrahiert, hierfür wurde das „DNeasy Blood & Tissue Kit“ der Marke *Qiagen* eingesetzt. Der zweite Swab wird als B-Probe für eventuelle Folgeuntersuchungen aufbewahrt. Im Anschluss an die DNA-Extraktion erfolgte die Durchführung einer sondenbasierten quantitativen Polymerase-Kettenreaktion (qPCR) zum Nachweis von Bd und Bsal. Da Bsal nur in sehr wenigen Ausnahmefällen Froschlurche befällt, wurden diese grundsätzlich nur auf Bd getestet, während Schwanzlurche auf Bd und Bsal hin untersucht wurden. Lagen von einem Standort und Zeitpunkt mehrere Proben derselben Art vor,



Abb. 1: Durchführung des Hautabstriches bei einer Rotbauchunke (*Bombina bombina*) mit zwei trockenen Swabs. Foto: J. Adam

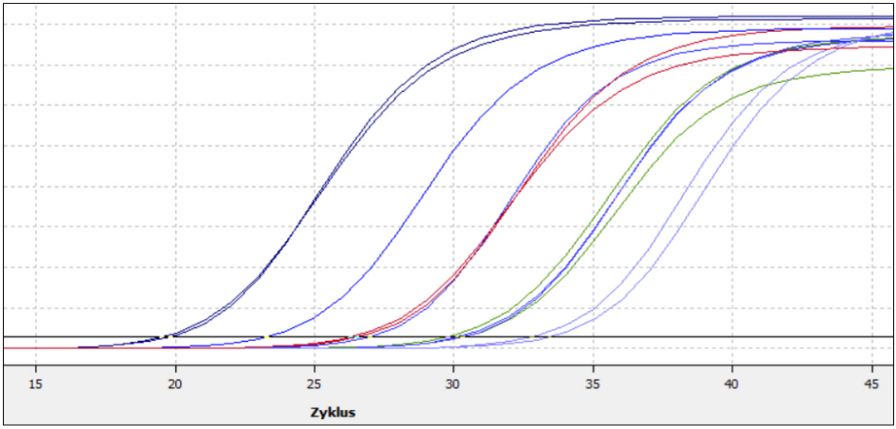


Abb. 2: Amplifikationskurven der gBlock-Standards (blau) sowie zweier positiver Proben (rot und grün) im Auswertungsprogramm *qPCRsoft 4.1*. Auf der X-Achse ist der Amplifikationszyklus angegeben, die Kurven beschreiben den sigmoidalen Verlauf der DNA-Amplifikation.

wurden diese aus Gründen der Kostenreduktion im PCR-Ansatz zu Pools zusammengefasst. Von jeder Probe wurden zwei Replikate analysiert.

Bei der qPCR kamen etablierte spezifische Primer für die ITS-Sequenzen der jeweiligen Chytridpilze zum Einsatz. Die Vorteile einer quantitativen PCR gegenüber konventionellen PCR-Analysen liegen in der genaueren Quantifizierung der amplifizierten DNA-Fragmente: Da die Quantifizierung der Fluoreszenzsignale bei dieser Form lediglich in der exponentiellen Phase der PCR erfolgt, in welcher optimale Reaktionsbedingungen herrschen, sind die Ergebnisse als korrekter einzuschätzen, als bei einer Quantifizierung nach Ablauf der PCR. Das sondenbasierte System ist zudem, verglichen mit anderen Formen der PCR, hochspezifisch: Zur Detektion amplifizierter DNA werden fluorophormarkierte TaqMan-Sonden eingesetzt. Ein Fluoreszenz-Resonanz-Energie-Transfer (FRET) innerhalb dieser Sonden sorgt dafür, dass das Fluoreszenzsignal erst nach erfolgter Amplifikation des entsprechenden DNA-Fragments emittiert wird. Das Signal steigt somit amplifikationsabhängig an. Um aus dem Fluoreszenzsignal eine tatsächliche Anzahl von Kopien des DNA-Fragments abzuleiten, wurde eine Verdünnungsreihe synthetischer gBlock-Standards für jeden der beiden untersuchten Chytridpilze mit analysiert. Diese Standards entsprechen dabei 10^2, 10^3, 10^4, 10^5 und 10^6 Kopien der jeweiligen ITS-Sequenz von Bd und Bsal pro Mikroliter (µl). Die qPCR wurde mit dem *qTower*^{3} von *Analytik Jena* durchgeführt und die Ergebnisse im Anschluss mit

dem Programm *qPCRsoft 4.1* ausgewertet (Abb. 2). Die Nachweisgrenze unserer Methode liegt bei 10^2 ITS-Kopien/µl, es wurden demnach nur Proben als positiv gewertet, bei denen in beiden Replikaten mindestens 10^2 ITS-Kopien/µl extrahierter DNA nachweisbar waren.

5 Ergebnisse

Während wir bei keinem der untersuchten Tiere den Erreger Bsal nachweisen konnten (Böning et al. im Druck), gelang der Nachweis von Bd an drei von neun Standorten und bei drei von elf untersuchten Amphibienarten, nämlich Rotbauchunke, Wasserfroschkomplex und Knoblauchkröte (Abb. 3, Tab. 1). Keines der positiv getesteten Tiere zeigte klinische bzw. verhaltenstypische Symptome

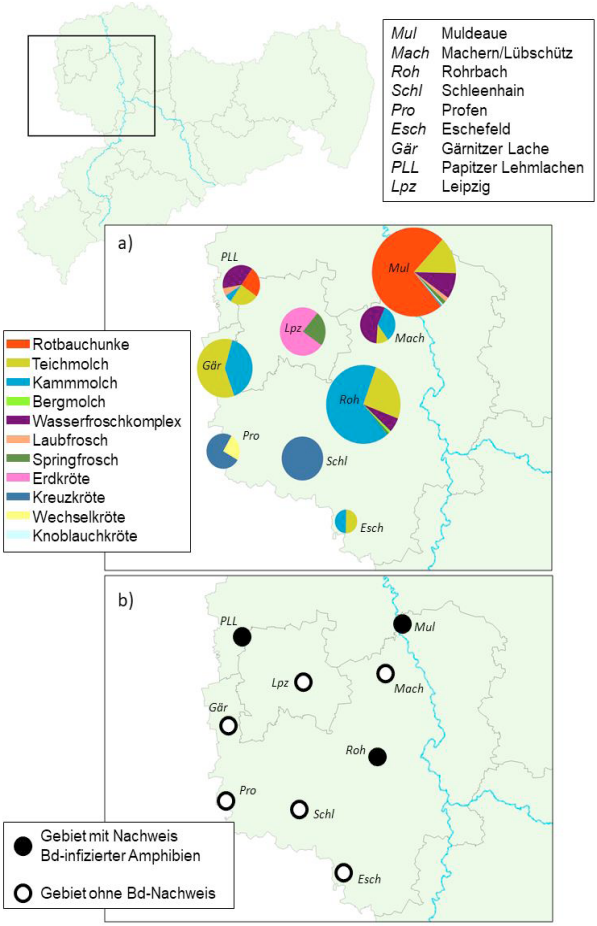


Abb. 3: Übersicht über die untersuchten Standorte mit a) den jeweils beprobten Amphibienarten (Größe des Diagramms korreliert mit Logarithmus der Anzahl beprobter Amphibien) sowie b) dem Ergebnis der Bd-Untersuchung.

einer Chytrid-Infektion, z. B. in Form von Hautläsionen. Die Sporenbelastung der Wasserfrösche aus der Muldeaue, den Rohrbacher Teichen und den Papitzer Lehmlachen lag dabei im Median bei rund 350 ITS-Kopien/µl. Für die Rotbauchunken aus Muldeaue und Papitzer Lehmlachen fiel dieser Wert mit rund 358 ITS-Kopien/µl ähnlich aus. Die untersuchte Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) aus der Muldeaue (Abb. 4) wies hingegen mit einem Wert von 11 287 ITS-Kopien/µl DNA eine deutlich höhere Sporenbelastung auf.

Tab. 1: Übersicht über die an den einzelnen Standorten beprobten und positiv getesteten Amphibien nach Jahren sowie in Gesamtzahl. Positive Ergebnisse fett gedruckt und hellgrün hinterlegt.

	Bd positiv/beprobt				
	2020	**2021**	**2022**	**2023**	**Gesamt**
Muldeaue					
Rotbauchunke	0/41	**3/43**	**4/22**	**2/40**	**9/146**
Teichmolch	0/3	0/22	0/0	0/2	0/27
Wasserfroschkomplex	0/0	**4/13**	**2/3**	0/3	**6/19**
Laubfrosch	0/0	0/3	0/0	0/0	0/3
Springfrosch	0/0	0/2	0/0	0/1	0/3
Knoblauchkröte	0/0	0/0	0/0	**1/1**	**1/1**
Kammmolch	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1
Rohrbacher Teiche					
Kammmolch	0/25	0/21	0/0	0/20	0/66
Teichmolch	0/6	0/2	0/0	0/17	0/25
Wasserfroschkomplex	0/1	0/1	0/0	**1/4**	**1/6**
Bergmolch	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1
Springfrosch	0/1	0/0	0/0	0/0	0/1
Machern/Lübschütz					
Wasserfroschkomplex	0/0	0/0	0/0	0/5	0/5
Kammmolch	0/0	0/0	0/0	0/3	0/3
Teichmolch	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1
Eschefeld					
Teichmolch	0/0	0/0	0/0	0/2	0/2

Kammmolch	0/0	0/0	0/0	0/2	0/2
Gärnitzer Lache					
Teichmolch	0/0	0/18	0/0	0/0	0/18
Kammmolch	0/0	0/12	0/0	0/0	0/12
Profen					
Kreuzkröte	0/0	0/0	0/0	0/6	0/6
Wechselkröte	0/0	0/0	0/0	0/2	0/2
Schleenhain					
Kreuzkröte	0/0	0/14	0/0	0/0	0/14
Stadt Leipzig					
Erdkröte	0/0	0/0	0/0	0/13	0/13
Springfrosch	0/0	0/0	0/0	0/4	0/4
Papitzer Lehmlachen					
Wasserfroschkomplex	0/0	0/0	0/0	**3/6**	**3/6**
Rotbauchunke	0/0	0/0	0/0	**2/4**	**2/4**
Teichmolch	0/0	0/0	0/0	0/4	0/4
Laubfrosch	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1
Kammmolch	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1

6 Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen, dass der Chytridpilz Bd sich auch in Nordwestsachsen ausgebreitet hat, Bsal hingegen konnte erwartungsgemäß nicht in dieser Region nachgewiesen werden (Böning et al. im Druck). Der Nachweis von Bd ist insofern nicht überraschend, als bereits vor zehn Jahren eine flächendeckende Verbreitung des Erregers in Deutschland gezeigt werden konnte (Ohst et al. 2013). Nichtsdestotrotz ist ein gesicherter Nachweis auch in dieser Region eine wichtige Informationsgrundlage für den Schutz von Amphibien in Sachsen. Zwar sind bisher keine Massensterbeereignisse im Zusammenhang mit Bd in Deutschland aufgetreten, dennoch kann ein Zusammenhang des allgemeinen Rückgangs heimischer Amphibien mit der Ausbreitung des Erregers nicht ausgeschlossen werden (Phillott et al. 2013).

Viele Studien konnten zeigen, dass die Anfälligkeit von Amphibien gegenüber einer Infektion mit Bd nicht nur von der jeweiligen Spezies abhängt, sondern auch von vielfältigen Umweltfaktoren. So sind in erster Linie Froschlurche von schweren Infektionsverläufen und hoher Letalität betroffen, wobei bei allen Arten auch asymptomatische, endemische Verläufe

mit geringer Sporenbelastung bekannt sind (van Rooij et al. 2015). Auch die klimatischen Verhältnisse am jeweiligen Standort spielen eine Rolle für die Anfälligkeit einer Population gegenüber einer Bd-Infektion: Die Umgebungstemperatur scheint einen komplexen Einfluss auf die Empfindlichkeit gegenüber eine Bd-Infektion zu haben (Johnson et al. 2003, Turner et al. 2021). Es gibt auch Hinweise darauf, dass nahverwandte Tiere derselben Gattung aus Freiland und Haltung unterschiedlich auf einen Kontakt mit demselben Bd-Stamm reagieren: Während heimische Unken im Freiland bei Befall meist keine Symptome zeigen, kann eine Infektion in Terrarienhaltung zu massiven klinischen Infektionen mit hoher Letalität führen (Harzdorf 2022). Des Weiteren sind beispielsweise Amphibienpopulationen in höheren Lagen stärker betroffen als Populationen derselben Art im Flachland (van Rooij et al. 2015). Zusätzlich haben biotische Faktoren einen Einfluss auf das Infektionsrisiko: Amphibien in Gewässern mit einer hohen Diversität aquatischer Mikroorganismen und Invertebraten haben ein vermindertes Risiko einer Bd-Infektion (Schmeller et al. 2014). Eine Ursache hierfür könnte darin liegen, dass das Zooplankton limnischer Gewässer, wie z. B. Daphnien, sich von den beweglichen Zoosporen des Chytridpilzes ernährt (Searle et al. 2013). In diesem Zusammenhang ist es wahrscheinlich, dass auch der Einsatz von Pestiziden in Gewässernähe sich auf das Infektionsrisiko auswirkt, da die Giftstoffe die Zahl der aquatischen Invertebraten senken (Pisa et al. 2015) und damit die Abundanz der Bd-Sporen steigen lassen können, während gleichzeitig eine Exposition mit Pestiziden zu einer verminderten Infektionsabwehr bei Amphibien führt (McCoy & Peralta 2018). Aus der Komplexität der Einflussfaktoren wird deutlich, dass die Ausbreitung von Bd nicht unterschätzt werden sollte. Zwar sind bisher keine Massensterbeereignisse aus Deutschland bekannt, unter ungünstigen Umweltbedingungen könnte es aber durchaus zu lokalen Bestandseinbrüchen durch den Chytridpilz kommen.

Die von uns untersuchten Standorte mit nachgewiesenem Bd-Befall (Muldeaue, Rohrbacher Teiche und Papitzer Lehmlachen) sind allesamt Regionen mit einer hohen Abundanz und Diversität von Amphibien, an allen drei Standorten kommen auch FFH-Arten (Rotbauchunke und Kammmolch) vor. Diese Standorte weisen also insgesamt günstige Umweltbedingungen für die Besiedlung durch Amphibien auf. Insbesondere in den Papitzer Lehmlachen wird aktiv Gewässerpflege und regelmäßige Bewässerung betrieben, um das Habitat für Amphibien zu optimieren. Es ist naheliegend, dass der Chytridpilz unter diesen Umweltbedingungen keinen allzu großen negativen Einfluss auf die Amphibienpopulationen hat. Im von uns beprobten Gebiet wurden vor allem Vertreter des Wasserfroschkomplexes sowie Rotbauchunken positiv auf Bd getestet, keines dieser Tiere zeigte typische Symptome. Auch die relativ geringe Sporenbelastung

bei den Tieren weist darauf hin, dass der Bd-Befall bei diesen Arten hier endemisch verläuft. Diese Ergebnisse sind konform mit denen ähnlicher europäischer Studien, die auch am häufigsten einen asymptomatischen Bd-Befall bei den Gattungen *Pelophylax* und *Bombina* nachweisen konnten (Vojar et al. 2017, Kolenda et al. 2017, Vörös et al. 2018). An vielen Standorten haben wir jedoch keine Vertreter dieser Gattungen beproben können, weil sie in dem jeweiligen Projekt kaum oder gar nicht erfasst wurden. Dabei sind insbesondere Wasserfrösche weitverbreitet und kommen grundsätzlich an fast allen untersuchten Standorten vor. Es ist denkbar, dass auch an den von uns negativ getesteten Standorten befallene Wasserfrösche vorkommen, die unserem Sampling entgangen sind. In jedem Fall sollte bei der Interpretation unserer Ergebnisse sowohl die Anzahl der beprobten Individuen pro Standort, als auch das Spektrum untersuchter Arten berücksichtigt werden. Folgeuntersuchungen zum sicheren Ausschluss von Bd sollten sich auf das Screening von Wasserfröschen konzentrieren, da innerhalb dieser Gattung die Quote asymptomatisch befallener Tiere besonders hoch zu sein scheint.



Abb. 4: Asymptomatische Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) mit hoher Sporenbelastung durch *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), gefangen im Mai 2023 im Krippelwasser (Muldeaue). Foto: S. York

Hervorzuheben ist zudem das Untersuchungsergebnis einer im Mai 2023 in der Muldeaue gefangenen Knoblauchkröte (Abb. 4): Das Tier zeigte ebenfalls keine Symptome, wies aber mit einem Wert von 11 287 ITS-Kopien pro Swab eine Sporenbelastung auf, die mehr als 30mal so hoch war wie der Medianwert von befallenen Wasserfröschen oder Rotbauchunken. Dieser Wert ist damit höher als wir ihn bei einem endemischen Infektionsverlauf erwarten würden. Leider war dies die einzige Knoblauchkröte, die wir in dem vierjährigen Untersuchungszeitraum beproben konnten, und auch in anderen Europäischen Studien zur Bd-Ausbreitung ist die Knoblauchkröte wenig repräsentiert (Castro Monzon et al. 2020). Gleichzeitig häufen sich Berichte ökologischer Planungsbüros über einen Rückgang der Art. Für Folgeuntersuchungen sollten daher gezielt Abstriche von Knoblauchkröten analysiert werden, um einen möglichen Zusammenhang zwischen dem Rückgang ihrer Bestände und einer möglichen Anfälligkeit gegenüber einer Infektion mit Bd auszuschließen.

7 Danksagung

Wir danken der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Leipzig für die Erteilung der Genehmigungen zur Durchführung unserer Untersuchungen. Des Weiteren danken wir allen Kolleginnen und Kollegen, die uns die Begehung ihrer Untersuchungsflächen und Entnahme der Proben ermöglicht haben oder für uns Abstriche von Amphibien genommen haben, im Speziellen: Dr. Benjamin Barth, Annika Benndorf, Leonard Bolte, Michael Dech, Dr. Annegret Grimm-Seyfarth, Alexander Große, Dr. Wolf-Rüdiger Große, Matthäus Haase, Dr. Klaus Henle, Beatrice Jeschke, Tony Kremser, Kathrin McAtee, Sarah Uecker, Ronny Wolf und Susanna York. Für die Einführung in die Laborarbeit gilt unser Dank Stefan Schaffer, für die Bestätigung positiver Ergebnisse bedanken wir uns bei Philipp Böning.

Literaturverzeichnis

Adam, J., Garlichs, K., Steinfartz, S., Wolf, R. & K. Preißler (2022): Negativer Populationstrend verschiedener Amphibienarten in der Muldeaue bei Wurzen, Raum Kollau (Thallwitz), unter besonderer Berücksichtigung der Situation der Rotbauchunke (*Bombina bombina*). – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 23: 125–141.

Barth, B., Bolte, L., Henle, K. & M. Seyring (im Druck): Empfehlungen zur Ermittlung von Bestandstrends der Pionieramphibien Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und Wechselkröte (*Bufotes viridis*) in hochdynamischen Tagebaulandschaften. – Mertensiella.

Böll, S., Tobler, U., Geiger, C. C., Hansbauer, G. & B. R. Schmidt (2012): The amphibian chytrid fungus in Bavarian populations of *Alytes obstetricans*: past absence, current presence, and

metamorph mortality. – Amphibia-Reptilia, 33 (3–4): 319–326.

Böning, P., Plewnia, A., Virgo, J., Adam, J., Banowski, N., Bleidißel, S., Dalbeck, L., Düssel, H., Ellwart, S., Feiler, L., Ferner, V., Fleck, T., Gemeinhardt, L., Guschal, M., Geiger, A., Hansbauer, G., Hechinger, M., Hildwein, T., Hirz, A., Hoppe, M., Jung, L., Jurczyk, M., Kirst, K., Odenwälder, G., Ohloff, D., Peters, M., Preissler, K., Prietzel, M., Reinhardt, T., Schneider, M., Schreiber, R., Schulte, U., Schulz, V., Schweinsberg, M., Schwemmer, H., Steinfartz, S., Thein, J., Twietmeyer, S., Vences, M., Vogt-Prokant, F., Wagner, N., Wegge, J., Ziemek, H.-P., Veith, M. & S. Lötters (im Druck): Die Salamanderpest: Charakterisierung, Ausmaß, Situation in Deutschland, Handlungsempfehlungen. – Mertensiella.

Castro Monzon, F., Rödel, M.-O. & J. M. Jeschke (2020): Tracking *Batrachochytrium dendrobatidis* Infection Across the Globe. – EcoHealth, 17 (3): 270–279.

Dech, M. (2020): Lebt die Rotbauchunke noch in der Region um die Kulkwitzer Lachen? – Zeitschrift für Feldherpetologie, 21: 97–103.

Drechsler, A., Bock, D., Ortmann, D. & S. Steinfartz (2010): Ortmann‘s funnel trap - a highly efficient tool for monitoring amphibian species. – Herpetology Notes, 3: 13–21.

Große, W.-R. (2023): Amphibienmonitoring zum Pflegeeingriff in der Lehmlache 12 Ost im Jahr 2023. – Projekt Lebendige Luppe, unveröffentlicht NABU RV Leipzig.

Haase, M., Groß, A., Bernhard, D., Wolf, R. & S. Steinfartz (2021): Aktuelle Bestandsaufnahme des Kammmolchs (*Triturus cristatus*) im FFH-Gebiet „Rohrbacher Teiche und Göselbach“ belegt geringe Populationsgröße und Verschlechterung der Habitatqualität. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 22: 66–81.

Harzdorf, M. (2022): Ökologie von Unken, 23.09.2022. E-Mail an Judith Adam.

Henle, K. & M. Olbrich (2022): Artenerfassung auf der Natur- und Landschaftsfläche Tongrube Lübschütz im Jahr 2021 im Hinblick auf ein Beweidungskonzept. –Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung.

IUCN (2022): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022–2. Online verfügbar unter https://www.iucnredlist.org, zuletzt geprüft am 06.10.2023.

Johnson, M. L., Berger, L., Philips, L. & R. Speare (2003): Fungicidal effects of chemical disinfectants, UV light, desiccation and heat on the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Diseases of aquatic organisms, 57 (3): 255–260.

Kolenda, K., Najbar, A., Ogielska, M. & V. Balá (2017): *Batrachochytrium dendrobatidis* is present in Poland and associated with reduced fitness in wild populations of Pelophylax lessonae. – Diseases of aquatic organisms, 124 (3): 241–245.

Lips, K. R. (2016): Overview of chytrid emergence and impacts on amphibians – Philosophical transactions of the Royal Society of London. – Series B, Biological sciences, 371: 1709.

Longcore, J. E., Pessier, A. P. & D. K. Nichols (1999): *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. – Mycologia, 91 (2).

Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O. & A. Catenazzi (2023): Ongoing declines for the world‘s amphibians in the face of emerging threats – Nature, 622:308-314.

Martinez-Silvestre, A., Velarde, R., Marschang, R. E., Pérez-Novo, I., Bisbal-Chinesta, J. F., Thumsová, B. & J. Bosch (2021): First record of amphibian mortality associated with the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Catalonia (NE Spain). – Basic and Apllied Herpetology (35): 5–17.

McCoy, K. A. & A. L. Peralta (2018): Pesticides Could Alter Amphibian Skin Microbiomes and the Effects of *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Frontiers in microbiology, 9. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00748

Merkel, A. & N. Rost (2021): Amphibien-Erfassung im Bereich der Gärnitzer Lachen im Landkreis Leipzig insbesondere in Hinblick auf eine Schutzwürdigkeit der Anhang-II-Arten Kammmolch und Rotbauchunke in Bezug auf deren ungünstigen Erhaltungszustand im FFH-Gebiet Kulkwitzer Lachen. Unter Mitarbeit von Horst Lange, Benjamin Barth und Michael Dech. Hochschule Anhalt. Bernburg.

O'Hanlon, S. J., Rieux, A., Farrer, R. A., Rosa, G. M., Waldman, B. & A. Bataille (2018): Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. – Science, 360 (6389): 621–627.

Ohst, T., Gräser, Y. & J. Plötner (2013): *Batrachochytrium dendrobatidis* in Germany: distribution, prevalences, and prediction of high risk areas. – Diseases of aquatic organisms, 107 (1): 49–59.

Olbrich, M., Wild, H., Buse, F. & K. Zistl (2019): Naturschutzfachliche Erfassung und Bewertung der Invertebratenfauna des Tontagebaus Lübschütz. Unter Mitarbeit von Erik Arndt und Christian Koppitz. Hochschule Anhalt. Bernburg.

Phillott, A. D., Grogan, L. F., Cashins, S. D., McDonald, K. R., Berger, L. & L. F. Skerratt (2013): Chytridiomycosis and seasonal mortality of tropical stream-associated frogs 15 years after introduction of *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology, 27 (5): 1058–1068.

Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A. & D. Goulson (2015): Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. – Environmental science and pollution research international, 22 (1): 68–102.

Pröhl, H., Bourke, J., Oswald, P., Rodríguez, A., Wagner, N. & H. Buschmann (2018): Artenschutz einer gefährdeten Amphibienart: Krankheitsbefall und genetische Populationsstrukturierung bei Gelbbauchunken (*Bombina variegata*). Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover. – Hannover.

Sachs, M., Schluckebier, R., Poll, K., Schulz, V., Sabino-Pinto, J. & E. Schmidt (2020): Evidence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and other amphibian parasites in the Green toad (*Bufotes viridis*), syntopic amphibians and environment in the Cologne Bay, Germany. – Salamandra (56): 275–284.

Scheele, B. C., Pasmans, F., Skerratt, L. F., Berger, L., an Martel & W. Beukema (2019): Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. – Science, 363 (6434): 1459–1463.

Schmeller, D. S., Blooi, M., an Martel, Garner, T. W. J., Fisher, M. C. & F. Azemar (2014): Microscopic aquatic predators strongly affect infection dynamics of a globally emerged pathogen. – Current biology : CB, 24 (2): 176–180.

Searle, C. L., Mendelson, J. R., Green, L. E. & M. A. Duffy (2013): Daphnia predation on the amphibian chytrid fungus and its impacts on disease risk in tadpoles. – Ecology and evolution, 3 (12): 4129–4138.

Spitzen-Van Der Sluijs, A., an Martel, Hallmann, C. A., Bosman, W., Garner, T. W. J. & P. van Rooij (2014): Environmental determinants of recent endemism of *Batrachochytrium dendrobatidis* infections in amphibian assemblages in the absence of disease outbreaks. –

Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology, 28 (5): 1302–1311.

Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. & R. W. Waller (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. – Science, 306 (5702): 1783–1786.

Thomas, V., van Rooij, P., Meerpoel, C., Stegen, G., Wauters, J. & L. Vanhaecke (2020): Instant killing of pathogenic chytrid fungi by disposable nitrile gloves prevents disease transmission between amphibians. – PloS one, 15 (10).

Turner, A., Wassens, S., Heard, G. & A. Peters (2021): Temperature as a driver of the pathogenicity and virulence of amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*: A systematic review. – Journal of wildlife diseases, 57 (3): 477–494.

Uecker, S. (2023): Genetische Populationsstruktur des Nördlichen Kammmolches (*Triturus cristatus*) im Landkreis Leipzig. – Bachelorarbeit. Unveröffentlicht. Universität Leipzig, Leipzig.

van Rooij, P., an Martel, Haesebrouck, F. & F. Pasmans (2015): Amphibian chytridiomycosis: a review with focus on fungus-host interactions. – Veterinary research, 46. DOI: 10.1186/s13567-015-0266-0 .

van Rooij, P., Pasmans, F., Coen, Y. & an Martel (2017): Efficacy of chemical disinfectants for the containment of the salamander chytrid fungus *Batrachochytrium salamandrivorans*. – PloS one, 12 (10).

Vojar, J., Havlíková, B., Solský, M., Jablonski, D., Iković, V. & V. Baláž (2017): Distribution, prevalence, and amphibian hosts of *Batrachochytrium dendrobatidis* in the Balkans. – Salamandra, 53 (1): 44–49.

Vörös, J., Herczeg, D., Fülöp, A., Gál, T. J., Dán, Á., Harmos, K. & J. Bosch (2018): *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hungary: an overview of recent and historical occurrence. – Acta Herpetologica, 13 (2): 125–140.

Wagner, N., Neubeck, C., Guicking, D., Finke, L., Wittich, M. & K. Weising (2017): No evidence for effects of infection with the amphibian chytrid fungus on populations of yellow-bellied toads. – Diseases of aquatic organisms, 123 (1): 55–65.

Kontakt zu den Autoren:

Arbeitsgruppe Molekulare Evolution
und Systematik der Tiere
Institut für Biologie
Universität Leipzig
Talstraße 33
04103 Leipzig

Autorin für Korrespondenz: judith.adam@studserv.uni-leipzig.de

Der Dorsch ist „Fisch des Jahres 2024“

Pressemitteilung des Deutschen Angelfischerverbandes e.V. (DAFV), des Verbandes Deutscher Sporttaucher e.V. (VDST) und der Gesellschaft für Ichthyologie e.V. (GfI)

Der **Dorsch (***Gadus morhua***)** ist einer der bekanntesten Bewohner unserer Küstengewässer und Meere. In der Ostsee als Dorsch bezeichnet, wird er im gesamten Nordseeraum bis in den nördlichen Pazifik vielfach auch Kabeljau genannt. Er erreicht eine durchschnittliche Größe von ca. 100 cm, kann aber auch bis zu 160 cm groß, über 40 kg schwer und bis zu 25 Jahre alt werden. Dorsche sind gefräßige Räuber, deren Nahrung vor allem aus anderen Fischen, Krebstieren, Muscheln und Würmern besteht. Sie dienen aber auch als Nahrungsquelle für andere Prädatoren wie Schweinswale, Robben oder Kormorane.

Als sogenannter Brotfisch war der Dorsch entlang der Ostseeküste Nahrungsquelle und Erwerbsgrundlage gleichermaßen. Heute sind diese Bestände durch den Klimawandel, Nährstoffeinträge und Überfischung bedrohlich zurückgegangen.

Dorsche waren früher in der Ostsee weit verbreitet und ein beliebter Speisefisch. Heute gelten die Bestände als gefährdet (Abb. 1). Zum ersten Mal wurde der „Fisch des Jahres 2024“ in einer öffentlichen Online-Abstimmung gewählt. Unter den 8.052 gültigen Stimmen ging am Ende in einem Kopf-an-Kopf Rennen der Dorsch mit knapper Mehrheit als Sieger hervor. Die Ergebnisse der Abstimmung waren wie folgt: Dorsch 29,35 %, Rapfen 28,87 %, Nagelrochen 25,58 %, Elritze 16,19 %.

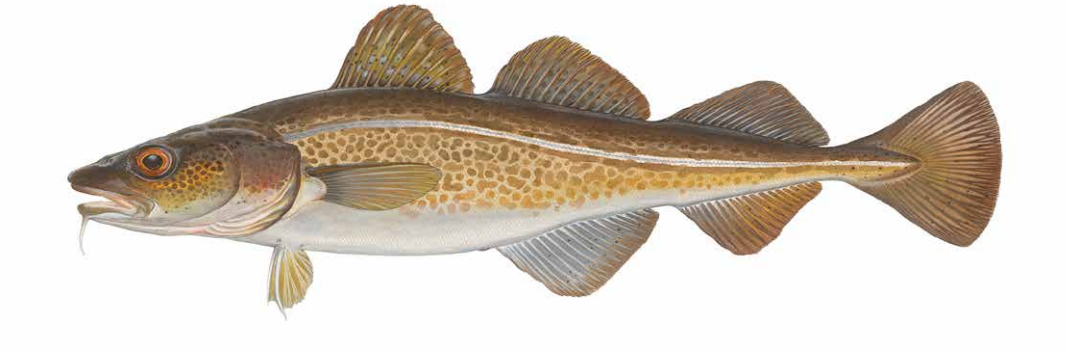


Abb. 1: Illustration Atlantischer Dorsch, gezeichnet von Eric Otten. Quelle: © Deutscher Angelfischerverband/Fisch des Jahres 2024.

In Nordeuropa und Nordamerika gilt der Dorsch als eine der wichtigsten kommerziell genutzten Fischarten mit einer langen Geschichte in der menschlichen Kultur und Fischereiwirtschaft. Obwohl der Dorsch zu den fruchtbarsten Fischen auf der Erde zählt und ein 15 kg schweres Weibchen bis zu 7,5 Millionen Eier mit einem Durchmesser von etwa 1,5 mm ablaicht, ist der Populationszustand des beliebten Speisefisches in der Ostsee besorgniserregend. Klimaveränderungen und Überfischung in der Vergangenheit haben zu einem drastischen Rückgang der Population weltweit geführt. Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) stuft den atlantischen Dorsch in der Ostsee derzeit als gefährdet ein und warnt ausdrücklich vor einer weiteren Dezimierung dieser ökologisch und ökonomisch wichtigen Fischart.

Eine mögliche Überfischung der Dorschbestände gehört zumindest in der Ostsee der Vergangenheit an. Die Fangmengen wurden stetig gesenkt. Lag die erlaubte Fangmenge im Jahr 2023 für die westliche Ostsee noch bei 489 t, wird der kommerzielle Fang im Jahr 2024 praktisch eingestellt. Die Freizeitfischerei beachtet seit 2017 ebenfalls maximale Tagesfangentnahmen und Schonzeiten. Im Jahr 2024 wird auch die Freizeitfischerei auf den Dorsch in der Ostsee eingestellt. Aus Sicht der Wissenschaft sind die wesentlichen Faktoren für eine zukünftige Erholung der Dorschbestände die Reduzierung von Nährstoffeinträgen und Schadstoffen, Lebensraumaufwertungen und der Schutz der Dorsche vor übermäßigen Fressfeinden.

Kontakt:
Pressemitteilung des Deutschen Angelfischerverbandes e.V. (DAFV),
des Verbandes Deutscher Sporttaucher e.V. (VDST)
und der Gesellschaft für Ichthyologie e.V. (GfI):
https://www.google.com/search?client=firefox-b-d&q=fisch+des+jahres+2024

Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen	24	164–181	Leipzig, 2023

Streiflichter aus 50 Jahren sächsischer Feldherpetologie

Wolf-Rüdiger Grosse

Zusammenfassung

Nach 50 Jahren organisierter Feldherpetologie in Sachsen wird eine Bilanz vorgelegt. Die Anfänge lagen in den frühen 1970er Jahren und gingen aus den naturwissenschaftlichen Vereinen der Stadt Leipzig hervor. Daraus entwickelte sich in den 1980er Jahren mit Unterstützung des Kulturbundes der ehemaligen DDR eine breite öffentlichkeitswirksame Arbeit im Naturschutz von interessierten Feldherpetologen, die auch nach der politischen Wende 1989 im Rahmen des Naturschutzbundes Deutschlands auf sächsischem Gebiet erfolgreich fortgesetzt werden konnte. Das Anliegen des Natur- und Artenschutzes auf dem Thema der Herpetologie stand dabei im Vordergrund. Eine Übersicht zu den Jahrestagungen, Feldherpetologischen Tagen, Veröffentlichungen und landesweiter Aktivitäten zwischen den Jahren 1972 und 2023 wird vorgestellt. Erfolge wie auch Probleme begleiteten den Landesfachausschuss bis in die Gegenwart. Abschließend werden Vorstellungen zur Weiterführung der Arbeiten in den 2020er Jahren diskutiert.

Einleitung

Bereits über 50 Jahre gibt es organisierte Feldherpetologie in Sachsen und 33 Jahre einen Landesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik im Landesverband des NABU Sachsens – ein Rückblick lohnt sich auch unter dem Gesichtspunkt des fortwährenden Wandels in unserer Gesellschaft.

Von den Anfängen

Anlässlich des 20. Jubiläums des Landesfachausschusses Feldherpetologie und Ichthyofaunistik im NABU Sachsen erschien in der Jubiläumsschrift des NABU Sachsen ein Übersichtsbeitrag von Heinz Berger, wo anschaulich auf die Wurzeln einer 50jährigen Tradition der Feldherpetologie in den ehemals sächsischen Bezirken der DDR eingegangen wird (Berger 2010).

Die in den 1960er Jahren in der DDR nur wenigen an einheimischen Lurchen und Kriechtieren interessierten Naturfreunde fanden sich organisatorisch gemeinsam mit anderen Vivaristen im Kulturbund der DDR zusammen. Neben den überregionalen Zentralen Arbeitsgruppen (ZAG) bildeten von je her die regional agierenden Fachgruppen in größeren und Städten die Grundlage für die organisatorische Vereinigung der Terrarianer und Vivaristen (Schmidt 2001).

Im September 1972 ist dann unter der Regie von Klaus Handke mit zunächst neun Interessierten die erste „Bezirksarbeitsgruppe Leipzig zum Schutz der heimischen Amphibien und Reptilien“ der ehemaligen DDR ins Leben gerufen (Berger 2010). Dem unverdrossenen Wirken von Klaus Handke war es zu verdanken, dass in den 1970er und 1980er Jahren die feldherpetologische Freizeitforschung im sächsischen Raum einen unerwarteten Aufschwung nahm (Abb. 1). An der heimischen Herpetofauna interessierte Naturfreunde und Freizeitforscher waren nach der Gründung der DDR in den naturkundlichen Vereinen organisatorisch im Kulturbund der DDR zusammengefasst worden. Anfang der 1970er Jahre deuteten sich aber Bestrebungen an, die Feldherpetologie von der Terraristik zu trennen. Es war an der Zeit, die sich ausschließlich mit der heimischen Amphibien- und Reptilienfauna befassende Fachdisziplin Feldherpetologie auf eigene Füße zu stellen und mit den Erfordernissen des Naturschutzes zu verknüpfen. Im Jahr 1977 konstituierten sich innerhalb des Kulturbundes der DDR zwei zentrale Fachausschüsse (ZFA), jeweils für Terraristik beim Kulturbund und für die Feldherpetologie in der Gesellschaft für Natur und Umwelt im Kulturbund mit Untergliederungen in den Bezirken und regional verschieden in den Kreisen der DDR. Dem ZFA Feldherpetologie stand mit Hans Schiemenz aus Dresden ebenfalls ein Sachse vor. Die Ziele des ZFA waren klar formuliert: Erforschung von Vorkommen und Verbreitung der heimischen Lurche und Kriechtiere, Erforschung von Gefährdungsursachen und Konzipierung von Schutzmaßnahmen in Zusammenarbeit mit den Naturschutzbehörden auf Kreis- und Bezirksebene. Die Organisation von zentralen Tagungen und die Durchführung von Jugendfeldseminaren standen fortan auf der Tagesordnung.



Abb. 1: Klaus Handke auf einer Exkursion der Gesellschaft für Natur und Umwelt in Großleinungen im Jahr 1987. Foto: A. Nöllert

Eine deutliche Abgrenzung der Feldherpetologen von der zahlenmäßig größeren Schar der Vivaristen wird im Frühjahr 1980 sichtbar, als unter dem Dach des Kulturbundes die Gesellschaft für Natur und Umwelt gebildet wurde, in die der bisherige ZFA Feldherpetologie integriert wurde. Weiterhin wird 1983 eine Arbeitsgruppe „Herpetologie“ der Biologischen Gesellschaft der DDR unter Leitung des sächsischen Herpetologen Fritz Jürgen Obst



Abb. 2: Das Heft "Zur Herpetofauna des Bezirkes Leipzig – Stand und Entwicklungstendenzen" erschien 1983, Herausgeber Kulturbund der DDR, Gesellschaft für Natur und Umwelt, Bezirksfachausschuss Feldherpetologie Leipzig.

(Dresden) und seinen Stellvertretern Rainer Günther (Berlin) und Wolf-Rüdiger Große (Halle/Sa) gegründet, denen an Naturschutz interessierte und herpetologisch forschende Terrarianer und Feldherpetologen angehörten. Gemeinsame Veranstaltungen fanden u.a. 1987 in Dresden und 1989 in Leipzig statt.

In Sachsen erschien bereits im Jahr 1983 nach 10 Jahren Kartierungsarbeit die Schrift „Zur Herpetofauna des Bezirkes Leipzig – Stand und Entwicklungstendenzen" (Abb. 2). Es war die erste Regionalherpetofauna in der DDR. Sie dokumentierte die vorliegenden Erkenntnisse zu Vorkommen und Gefährdung der heimischen Arten des damaligen Bezirks Leipzig im heutigen Nordwestsachsen. Weitere Regionalherpetofaunen folgten in den Jahren 1984 (Grimma, Oschatz, Wurzen), 1988 (Eilenburg) und 1990 (Torgau und Altenburg, damals noch

zum Bezirk Leipzig gehörend). Aus der Feder der sächsischen Autoren Fröhlich, Oertner und Vogel stammte das im Jahr 1987 erschienene Buch „Schützt Lurche und Kriechtiere“, das heute noch ein Klassiker der Feldherpetologie ist. Später bildeten sich auch in den Bezirken Dresden (ab 1980) und Karl-Marx-Stadt (ab 1982) regionale Bezirksfachausschüsse beziehungsweise Arbeitsgruppen, die viel zur Erfassung und zum Schutz der heimischen Herpetofauna beitrugen.

Der Landesfachausschuss

Mit der politischen Wende im Jahr 1989 und der Auflösung des Kulturbundes veränderte sich auch für die Herpetologie in Sachsen Vieles. Einige Mitstreiter fanden neue Interessen, wollten reisen oder hatten persönliche Probleme zu bewältigen – die Feldherpetologie stand da hinten an. Heinz Berger schreibt 20 Jahre später: „Der „harte Kern“ der sächsischen Feldherpetologen erkannte die Gefahr eines möglichen Zusammenbruchs all des bisher Erreichten, aber auch die große Chance für einen Neuanfang im wiedererstandenen Freistaat Sachsen. So kam es im November 1990 in Chemnitz zur Bildung eines Landesfachausschusses (LFA) Feldherpetologie (später Landesfachausschuss für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik), der die bewährten Fachstrukturen zu erhalten trachtete und mit der Einbindung in den am 10. März 1990 in Leipzig gegründeten sächsischen NABU-Landesverband eine Heimstatt fand; das war die „Stunde Null!“ … Das wichtigste Ziel für den Neubeginn war die Zusammenführung aller Feldleute, die gewillt waren mitzuziehen, unabhängig davon, ob sie zu den NABU-Mitgliedern, zu den BUND-Anhängern, zu den Freunden des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz gehörten oder zu jenen, die sich keinem Vereinsleben anschließen mochten und nur der herpetologischen Feldarbeit wegen Interesse zeigten. Die regionalen Strukturen blieben im Grunde bestehen“. Den Vorsitz des Landesfachausschuss übernahm im Jahr 1990 Klaus Handke und nach dessen Tod im Jahr 1991 Dr. Heinz Berger. Im Jahr 1997 gehörten dem Landesfachausschuss 12 Mitglieder an: Brigitte Handke, Dr. Heinz Berger, Fritz Bachmann, Gerhard Fröhlich, Dr. Justus Oertner, Roland Männel, Detlef Zange, Roland Zitschke, Wolfgang Gerloff, Giso Damer, Siegfried Bauch und Marina Gerstner. Die Mitglieder des Landesfachausschusses waren durchweg auch schon vor 1989 (im Bezirksfachausschuss Leipzig) als Naturschützer aktiv (Berger 2010) (Abb. 3).

Generationswechsel bei den sächsischen Feldherpetologen

Der Landesfachausschuss (LFA) für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik beging am



Abb. 3: Mitglieder des Landesfachausschusses Feldherpetologie und Ichthyofaunistik, die auch schon vor 1989 (im Bezirksfachausschuss Leipzig) als Naturschützer aktiv waren, bei einem Treffen im NSI Leipzig am 18.12.1997. Ganz vorn (von links): Brigitte Handke, Dr. Heinz Berger, Fritz Bachmann. Hintere Reihe: Gerhard Fröhlich, Dr. Justus Oertner, Roland Männel, Detlef Zange, Roland Zitschke, Wolfgang Gerloff, Giso Damer, Frau Bauch (verdeckt), Siegfried Bauch. Foto: M. Gerstner

26.03.2011 im Blockhaus Dresden seine 16. Landesfachtagung. Nachdem im Jahr 2010 die Tagung ausfallen musste, war es umso erfreulicher, dass 96 Besucher – so viele waren es in Dresden noch nie – der Veranstaltung beiwohnten. Die Tagung wurde zum Anlass genommen, einen Generationswechsel in der Leitung des LFA vorzunehmen. Dr. Heinz Berger gab nach 20 Jahren seine Position als LFA-Vorsitzender an seinen bisherigen Stellvertreter Jörg Seidel ab, der nun diese Stellung ausübte. Vom NABU-Vorsitzenden Bernd Heinitz wurde Heinz Berger für seine langjährige Arbeit im LFA gewürdigt sowie der „Neue“ begrüßt. Weiterhin nutzte Heinz Berger die Möglichkeit, Roland Zitschke für seine jahrzehntelange, sehr engagierte Arbeit, besonders für den Erhalt des NSG Papitzer Lehmlachen als überregional bedeutsames Amphibienlaichgebiet im Nordwesten von Leipzig, zu danken *https://sachsen.nabu.de/imperia/md/content/sachsen/150603-nabu-infobrief-nr-97.pdf)*

Heinz Berger (1937–2016) ist am 21. September 2016 verstorben. Damit verloren wir einen der bedeutendsten sächsischen Feldherpetologen der neueren Zeit. Sein Name steht in einer Reihe



Abb. 4: Roland Zitschke (rechts), Siegfried Bauch (links) und Wolf-Rüdiger Große (Mitte) auf der Feier zum 80.Geburtstag von Roland Zitschke am 16.6.2011 in der Geschäftsstelle des NABU Leipzig. Foto: R. Männel

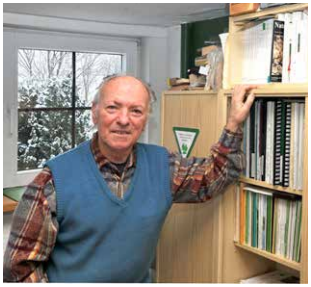


Abb. 5: Heinz Berger in seinem Arbeitszimmer im Jahr 2014. Foto: U. Prokoph

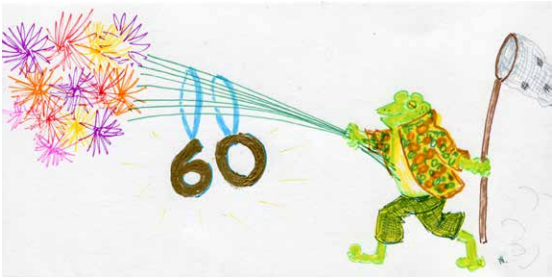


Abb. 6: Liebevoll gezeichnete Grußkarte von Heinz Berger

mit Feldherpetologen wie Hans-Jürgen Biella, Hans Schiemenz, Klaus Handke oder Justus Oertner. Der Name Heinz Berger war jahrzehntelang untrennbar mit der Feldherpetologie in Sachsen und darüber hinaus in ganz Deutschland verbunden. Über fünf Jahrzehnte war er der Motor der Artenkartierung in Sachsen und die Symbolfigur für einen gelebten Amphibien-

und Reptilienschutz (Grosse & Teufert 2016). Seine selbstgezeichneten Grußkarten werden unvergesslich sein (Abb. 6).

Mein letzter Besuch im Spätherbst 2015 in Wiederoda brachte die Gewissheit, dass Heinz Berger seine schwere Krankheit nicht besiegen konnte. Er bat mich, im Landesfachausschuss tätig zu werden, da Jörg Seidel seine Tätigkeit eingestellt hatte. Meine Zusage brachte mir den Vorsitz im Landesfachausschuss und eine unruhige Phase feldherpetologischer Arbeit in Sachsen ein. Bald schon war klar, es geht in der klassischen Form nicht weiter, zu weit war die Szene auseinandergedriftet, gealtert oder die Interessen hatten sich verändert. Neue (alte) Schwerpunkte wurden fortan belebt oder eben abgeschafft.

Landesfachtagungen

Die jährlich veranstalteten Landesfachtagungen hatten den Zusammenhalt der Feldherpetologen gestärkt, wie die jährlich gestiegenen Teilnehmerzahlen belegten (Tab.1). Die stets unter einem Dachthema stehenden Zusammenkünfte (Amphibienschutz an Straßen; Schutz der Wanderwege; Wiederansiedlung; aquatische Sekundärbiotope; Biotopverbund; Effektivität von Schutzmaßnahmen) vermittelten in interessanten Beiträgen das Erkenntnisträchtige zum Thema und konnten neue Impulse für die eigene Arbeit geben. So fand nach einer fünfjährigen Pause am 18. März 2017 die 19. Landesfachtagung der sächsischen Feldherpetologen und Ichthyofaunisten statt. Mit fast 100 Teilnehmern war sie in den Räumlichkeiten der Leipziger Verkehrsbetriebe (herzlichen Dank den Gastgebern) stattfindend sehr gut besucht. Das Programm hatte mit Artenschutz und Dynamik der Auen zwei Schwerpunkte, die sehr gut zusammenpassend den Tag ausfüllten. Interessante Vorträge aus dem Projekt Lebendige Luppe und der Arbeit des NABU Leipzig in den Papitzer Lehmlachen zum Schutze eines wertvollen Auenlebensraumes, Langzeituntersuchungen zur Dynamik von Amphibienwanderungen und ein Beitrag zum Spannungsfeld der Bachauen im Raum Dresden. Dieser Tagung folgten drei Weitere, wobei die Tagungen 2022 und 2023 Corona bedingt als Videokonferenzen stattfanden. Mit jeweils fast 100 Anmeldungen deutschlandweit waren die Videokonferenzen sehr gefragt. Daneben spielten auch Tagungen auf regionaler Ebene wie die der Dresdener Stadtgruppe der DGHT oder Freiberger Stadtgruppe des NABU eine nicht zu unterschätzende Rolle.

Tab. 1: Übersicht über die jährlich veranstalteten feldherpetologischen Landesfachtagungen in Sachsen

Nr	Datum	Ort	Thema
1	06.03.1993	Dörfel	
2	05.11.1994	Freiberg	Schutz der Wanderwege
3	18.11.1995	Freiberg	Wiederansiedlung –eine relevante Artenschutzstrategie?
4	26.10.1996	Freiberg	Erhaltung naturnaher Fließgewässer
5	08.11.1997	Freiberg	Schutz der Lebensräume im Siedlungsbereich.
6	27.03.1999	Freiberg	Schutz aquatischer Sekundärbiotope.
7	26.02.2000	Freiberg	Schutzprojekte für Wildfische, Amphibien und Reptilien
8	17.03.2001	Freiberg	Schutz von Kleingewässern
9	06.04.2002	Freiberg	Biotopverbund - Überlebensschance für Wildfische, Amphibien und Reptilien
10	08.03.2003	Freiberg	Effektivität von Schutzmaßnahmen
11	21.02.2004	Freiberg	Situation und Möglichkeiten der FFH-Arten in Sachsen.
12	12.03.2005	Freiberg	Bedeutung und Schutz von Teillebensräumen für Wildfische, Amphibien und Reptilien
13	07.10.2006	Dresden	Relevante Feldmethoden zur Erfassung von Reptilien, Amphibien und Wildfischen.
14	29.03.2008	Dresden	Verbreitung und Situation ausgewählter Arten von Lurchen und Kriechtieren in Sachsen
15	28.03.2009	Dresden	Der Wald – Lebensraum für Arten der Herpeto- und Ichthyofauna.
16	26.03.2011	Dresden	Natur- und Artenschutz in Sachsen
17	?		
18	29.03.2014	Dresden	Amphibien und Reptilien:Gefährdung und Schutzmöglichkeiten
19	18.03.2017	Leipzig	Feldherpetologie Sachsen
20	09.03.2019	Leipzig	Artenschutz und Habitatpflege
21	19.03.2022		Amphibienschutz
22	18.03.2023		Online-Regionalkonferenz Sachsen

Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen

Mit der Herausgabe einer Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen (ab 1993), die lange Zeit die einzige dieser Art in den ostdeutschen Bundesländern war und vom NABU-Landesverband finanziell unterstützt wurde, setzte der LFA ein Zeichen für seine kontinuierliche Breitenarbeit. Diese Publikationen sind inzwischen mit 23 Heften erschienen und haben ihn weit über die Landesgrenzen hinaus bekannt gemacht. Stetig steigender Umfang und verbesserte Qualität brachten der Zeitschrift eine langsam größer werdende Leserschaft ein. Ein reger Austausch mit fast 50 Bibliotheken in ganz Deutschland setzte ein und dauert ebenfalls bis heute an.

Geradezu lebensnotwendig waren die parallel zur Jahresschrift herausgebrachten „Mitteilungen für sächsische Feldherpetologen“ (später „Mitteilungen für sächsische Feldherpetologen und Ichthyofaunisten“), die anfangs mit nur wenigen Seiten und zweimal im Jahr erschienen. Ab dem Jahr 2000 gab es aus Kostengründen nur noch ein Heft im Jahr – jedoch mit erweitertem Umfang und verbesserter Qualität. Sie enthielten alle wichtigen Informationen zu Aktivitäten in den Regionen, zu Tagungen, Exkursionen, zu neuer Literatur usw. Die Mitteilungen für sächsische Feldherpetologen und Ichthyofaunisten endeten mit dem Jahrgang 2014



Abb. 7: Das Heft 2 des Jahrgangs 1996 der Mitteilungen für Sächsische Feldherpetologen enthielt nur 2 Seiten.

(Abb. 7). Die Informationen aus den Mitteilungen für sächsische Feldherpetologen und Ichthyofaunisten wurden ab Heft 17 (Jahrgang 2016) der Jahresschrift dort als Magazinteil unter der Schriftleitung von Karla Nippgen und mit ihr gemeinsam unter der Redaktion von Wolf-Rüdiger Große weitergeführt. Die intensive Kartierungs- und sonstige Feldarbeit vieler Beteiligter über die Jahre hinweg brachten auch eine Fülle neuer Erfahrungen, Erlebnisse und schließlich Ergebnisse. So blieb es nicht aus, dass Beobachtetes auch niedergeschrieben und für eine interessierte Leserschaft festgehalten wurde. Eine Vielzahl von Fachbeiträgen zu einzelnen Arten der Herpetofauna dokumentierte die rege Tätigkeit der Feldherpetologen in Sachsen und bereicherte in nennenswertem Maße auch das herpetologische Schrifttum (Berger 2008, Grosse 2019). Als eine indirekte Ehrung für die vom LFA geleistete Arbeit wurde die 1996 in Leipzig durchgeführte internationale Fachtagung „Der Springfrosch – Ökologie und Bestandssituation" – mit einem entsprechenden Beitrag aus Sachsen gewertet (Veranstalter der Tagung waren der NABU Deutschland, die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT e.V.) und das Umweltforschungszentrum Leipzig (UFZ). Nach langer Pause fand die Tagung „Methoden der Feldherpetologie" im Februar 2020 wieder mal in Leipzig statt. Veranstalter war die DGHT e.V., AG Feldherpetologie und Artenschutz zusammen mit dem UFZ. Zu den inhaltlichen Themen findet sich im Internet eine ausführliche Darstellung unter https://feldherpetologie.de/tagungen/methoden-der-feldherpetologie-tagung/. Es gab in Summe 30 Fachbeiträge, also viel neues Wissen in zwei Tagen.

Feldherpetologische Tage

Einen Stellenwert besonderer Art hatten über die Jahre hinweg die Feldherpetologischen Tage (FHT) erlangt (Tab. 2). Dabei handelt es sich um ein mehrtägiges, in der Regel im Mai organisiertes, 1982 im damaligen Bezirk Karl-Marx-Stadt unter Frau Dr. Kittlaus ins Leben gerufenes Feldseminar, das bis heute in jeweils verschiedenen Regionen Sachsens, einmal in Thüringen und einmalig auch im Nachbarland Tschechien durchgeführt wurde. Die 28. Feldherpetologischen Tage fanden beispielsweise in Kleinholscha bei Neschwitz/Oberlausitz vom 17.–19.05.2019 statt (Nippgen 2019). Ein besonderer Augenmerk galt dabei der Ringelnatter. Fundort, Länge, Geschlecht und Verhalten der Tiere wurden notiert. Immerhin waren so innerhalb von ca. 3 Stunden 40 Ringelnattern im Teichgebiet Mönau gezählt worden. Im Jahr 2023 fanden die 30. Feldherpetologischen Tage in Dresden statt. Das Exkursionsgebiet war diesmal die Dresdner Heide, inmitten des großen Waldgebietes an der Prießnitz. Durch eine Wiederholungskartierung mit einem neuen methodischen



Abb. 8: Teilnehmer der Feldherpetologischen Tage 2023 in der Dresdner Heide. Foto: R. Männel

Ansatz bekamen wir einen Einblick, wie sich die Herpetofauna in den letzten 20–30 Jahren auch ohne direkten menschlichen Einfluss verändert hat. Daneben gab es weitere interessante Vorträge wie beispielsweise über molekulargenetische Methoden im naturschutzfachlichen Monitoring von Dr. Michael Mende (BfUL). Besuche des überregional bedeutsamen Kammmolchvorkommens Marienbad Dresden oder die Umgestaltung des Kasernengeländes am Nordrand der Dresdner Heide zu einem Wohnpark inklusive Naturschutzflächen rundeten die 30. Feldherpetologischen Tage ab (Abb. 8).

Tab.2: Übersicht zu den Feldherpetologischen Tagen

Nr.	Datum	Ort	Thema	Anz.	Bemerkungen/ Organisator
1	1982	Unbekannt			Dr. E. Kittlaus Organisator
2	1884	Bad Brambach			
3	17.–19.05.1985	Bergen/Vogtl.			P. F. Dipold Organisator
4	14.–17.05.1987	Ansprung		34	P. F. Dipold u. N. Schaller
5	17.–20.05.1990	Schneckenstein			V. Kuschka u. M. Gerstner
6	10.–12.05.1996	Augustusburg		31	G. Doß u. V. Kuschka

7	23.–25.05.1997	Pobershau	Umgebung Naturschutzstation Pobershau	26	G. Doß, N. Schaller, R. Schorsch
8	15.–17.05.1998	Rochlitz	Rochlitzer Umgebung	14	G. Doß, T. Brockhaus, P. Eisermann
9	07.–09.05.1999	Zwickau			G. Doß, Stadtökologie Zwickau
10	06.–08.05.2000	Erlbach	Schwarzbachtal bei Erlbach/Vogtland	30	G. Doß, M. Gerstner, S. Fischer
11	18.–19.05.2001	Holscha	Oberlausitzer Teiche	26	Naturschutzstation Neschwitz
12	09.–11.05.2003	Lauenhain	Mittweida und Kriebsteintalsperre	14	G. Doß, V. Kuschka
13	07.–09.05.2004	Kraslice/Tschechien	Böhmen		M. Gerstner
14	20.–22.05.2005	Teichhaus Eschefeld	Eschefelder Teichgebiet		D. Zange
15	12.–14.05.2006	Gasth. Fürstgen	Thümmlitzwald / Muldentalkreis	24	L. Andrä, P. Berger
16	11.–13.05.2007	Limbach-Oberfrohna	Teichgebiete der Umgebung von L.-O.	25	P. Eisermann
17	09.–11.05.2008	Teichhaus Eschefeld	Eschfelder Teichgebiet	20	D. Zange, P. Eisermann
18	08.–10.05.2009	Lampersdorf	Wermsdorfer Wald und Umgebung	23	H. Berger
19	30.04.–02.05.2010	Falkenstein/ Vogtl.	Oberlauterbach im Vogtland	19	M. Gerstner
20	06.–08.05.2011	Grethen	Landkreis Leipzig	27	P. Berger, L. Andrä
21	11.–13.05.2012	Neudorf	Dubringer Moor		P. Berger, H. Schnabel, I. John
22	03.–05.05.2013	Borna	Bergbaufolgelandschaften Südraum Leipzig	35	P. Berger, J. Geier
23	16.–18.05.2014	Horni Luby	Auf den Spuren des Fadenmolches im Elstergebirge		M. Gerstner
24	15.–17.05.2015	Zwickau	Kammmolch und Kreuzkröte im Raum Zwickau		R. Peuschel, A. Trautmann
25	20.–22.05.2016	Pristäblich	Pressel/ Neumühle	21	P. Berger, R. Papenfuß
26	12.–14.05.2017	Göllingen	Die Geburtshelferkröte im Naturpark Kyffhäuser	24	P. Berger, T. Schlufter
27	25.–27.05.2018	Freiberg	Lochmühle im Ortsteil Langenau	26	A. und C. Püwert, H. Lueg
28	17.–19.05.2019	Neschwitz	Naturschutzstation Neschwitz	35	P. Berger, H. Schnabel
29	13.–15.05.2022	Leipzig	Papitzer Lehmlachen bei Schkeuditz	31	P. Berger, R. Märkert
30	12.–14.05.2023	Dresden	Dresdner Heide mit Schwerpunkt Grasfrosch	46	P. Berger, H. Lueg

Amphibienschutzzäune und Gefährdungen

Einen wichtigen Teil der Aktivitäten im Jahresablauf nehmen vielerorts die Frühjahrsaktionen zum Schutz der auf der Laichwanderung befindlichen Amphibien ein, wenn es gilt, ihnen gefahrfrei über die dicht befahrenen Straßen zu helfen. Rund 200 Konfliktpunkte („Amphibien-Straßen“) gab es beispielsweise im Jahr 2010 im Freistaat, inzwischen hat sich ihre Zahl verdoppelt (und die Amphibienbestände sind um zwei Drittel gesunken!). Nur die wenigsten konnten bis heute durch stabile Schutzanlagen mit Straßendurchlässen und Leitplankensystemen so gesichert werden, dass den Mitstreitern vor Ort eigentlich nur noch die Effizienzkontrolle bleibt. Die erste solcher Anlagen entstand 1995 im Süden von Leipzig. Inzwischen sind weitere hinzugekommen. Dennoch muss vielerorts in sehr zeitaufwendiger Weise mit Unterstützung von Interessenten und Sympathisanten aus dem Lager der ehrenamtlichen Naturschutzhelfer dafür gesorgt werden, dass sich der Straßentod der insgesamt im Rückgang befindlichen Amphibien in „erträglichen“ Grenzen hält. Überall war und ist das nicht möglich, und so sind manche Populationen lokal bereits erloschen beziehungsweise nahe am Verschwinden.

Andere anthropogen verursachte Bedrohungen für die heimische Fauna sind die zum Teil gewaltigen Eingriffe in die Landschaft, wie sie zum Beispiel der Braunkohle-, Gesteins-, Kies- und Sandabbau in Sachsen in vielen Regionen mit sich bringen. Ein beängstigendes Beispiel hierfür ist der Rückgang der letzten Kreuzotterpopulationen in Mittelsachsen, wofür der unverantwortlich hohe Kiesabbau verantwortlich ist (s.a. Reptil des Jahres 2024, in diesem Band).

Schutzprojekte und Rote Liste

Hier gäbe es noch Vieles anzuführen, um die Bemühungen, welche die ehrenamtlich Tätigen zum Schutz der heimischen Herpetofauna aufbrachten und noch heute aufbringen, zu verdeutlichen. Von den überregional bedeutsamen Schutzmaßnahmen sei nur das Revitalisierungsprojekt Lebendige Luppe im nordwestlichen Auengebiet von Leipzig erwähnt. Hier sind infolge von Flussregulierungen, verbunden mit Flussbettvertiefungen im Elster-Luppe-Bereich, einstige Feuchtgebiete großflächig trockengefallen. Dieser Verlust konnte, wenigstens teilweise, durch das Programm kompensiert werden und damit dem Schutz an grundwassernahe Habitate gebundener Arten wie Moorfrosch, Laubfrosch und vor allem der Rotbauchunke dienen, die früher hier die individuenreichsten Bestände hatte (Abb. 9).

Bereits im Jahr 1994 ist auf Initiative ortsansässiger Feldherpetologen beim NABU und in Abstimmung mit dem sächsischen Umweltministerium und dessen finanzieller Hilfe ein



Abb. 9: Die Wassersumpfkresse besiedelt in dichten Beständen die durch das Projekt Lebendige Luppe küntlich beweässerten Papitzer Lehmgruben. Foto: W. R. Grosse

länderübergreifendes „Schutzprojekt Fadenmolch“ auf den Weg gebracht worden, um eine im sächsisch-böhmischen Bergland – im Elstergebirge – auf tschechischer Seite gefährdete Amphibienpopulation, darunter auch den vom Aussterben bedrohten Fadenmolch, zu sichern. Das Vorkommen der Würfelnatter an der Elbe bei Meißen ist der nordwestlichste isolierte Fundpunkt dieser Art. Bis Anfang des 20. Jahrhunderts gab es an gleicher Stelle ein historisch belegtes autochthones Vorkommen, das durch die Eingriffe des Menschen wie Flussregulierung, Bau von Verkehrswegen und fortschreitende Industrialisierung Ende der 1930er Jahre erloschen ist. Auf der Basis langer wissenschaftlicher Vorbereitungen wurde im Jahr 1997 ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Projekt) zur Wiederansiedlung der Würfelnatter im historischen Habitat bei Meißen unter Beteiligung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), des sächsischen Fachministeriums für Umweltschutz (SMEKUL) und der DGHT e.V. initiiert (Obst & Strasser 2011). Das Projekt wurde nach Abschluss im Jahr 2008 zur weiteren Betreuung an das Landratsamt Meißen übertragen. Im Rahmen des Projektes wurden im Sommer 1999 und im Jahr 2000 Nachzuchttiere an der Knorre bei Meißen ausgesetzt. Später erfolgten aufgrund eines Gutachtens zur Entwicklung der Population weitere Habitat

verbessernde Maßnahmen wie Baumfällungen und Entbuschungen zur Wiederherstellung der Sonnenplätze oder die Pflege und Abdichtungen der Abweisungen von wandernden Schlangen zum Elberadweg hin, um Tierverluste zu vermeiden.

Im Jahr 1991 wurde unter Mitarbeit sächsischer Feldherpetologen vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) eine erste Rote Liste der Amphibien und Reptilien herausgebracht, die für die heimische Fauna eine Einordnung in verschiedene Gefährdungskategorien vornahm. Der für alle Arten mehr oder weniger auffällige allgemeine Bestandsrückgang, das lokale Erlöschen einzelner Arten eingeschlossen, zwang diese Entwicklung ständig zu verfolgen. So wurde im Jahr 2000 eine Novellierung der Roten Listen vorgenommen und schließlich im Jahr 2015 diese neu erstellt (Zöphel et al. 2015). Vorausgegangen waren in den Jahren 1995–1997 und 2000–2003 landesweite flächendeckende Amphibienkartierungen, welche überwiegend von einem im LFA organisierten Personenkreis realisiert worden sind. Diese brachten neue Erkenntnisse nicht nur zur aktuellen Verbreitung, sondern auch zu Bestandsveränderungen unserer Amphibienpopulationen. Die Ergebnisse mündeten weiterhin im „Atlas der Amphibien Sachsens“, der vom LfULG unter Mitwirkung des LFA sowie der über 100 sächsischen Feldherpetologen im Jahr 2002 herausgegeben wurde (Zöphel & Steffens 2002). Zwanzig Jahre später folgte dann vom selben Personenkreis initiiert der Atlas „Reptilien in Sachsen“ (Teufert et al. 2022).

Wildfischfaunisten

Die in den LFA integrierte ehemalige kleine Gruppe der an der Wildfischfauna Interessierten blickte ebenfalls auf eine in Kulturbundzeiten reichende Tradition zurück, wenngleich sie verständlicherweise nicht auf eine so umfangreiche Aktivitätenpalette wie die Feldherpetologen verweisen konnte. Sie mit „ins Boot“ des LFA geholt zu haben, war wohl eines der vielen Verdienste von Dr. Justus Oertner gewesen, der neben seiner Funktion als Geschäftsführer des NABU Sachsen auch den stellvertretenden Vorsitz im LFA innehatte (Abb. 10). Nach seinem frühen Tod im Jahr 2007 war es nicht wieder gelungen, eine eigene Arbeitsgruppe der Ichthyofaunisten in Sachsen zu aktivieren. Heute gibt es nur wenige landesweit verstreute kompetente Einzelpersonen, die für Fragen der heimischen Wildfischfauna als Ansprechpartner im LFA zur Verfügung stehen. Immerhin wurden in den „Mitteilungen“ und in der „Jahresschrift“ ständig Informationen für die Wildfischinteressenten gebracht beziehungsweise Fachbeiträge publiziert. Auf den Landestagungen standen auch bei entsprechenden Angeboten Beiträge zur Wildfischfauna im Programm. In bescheidenem Umfang ist eine Reihe spezieller Arten- und

Biotopschutzmaßnahmen für Fische realisiert worden, zum Beispiel für das Bachneunauge in Torgau sowie die Ansiedlung des Bitterlings bei Chemnitz oder in der Lausitz. Auch die Pacht oder der Erwerb von Flächen (Grüner Mühlbach, Altkreis Torgau) oder Gewässern (Röderteich bei Großhartau, Teile der Papitzer Lehmlachen bei Schkeuditz) durch den NABU dienten dem Ziel, die heimische Wildfischfauna zu schützen. Wichtig sind für den LFA die Kontakte und Verbindungen zu unseren Nachbarverbänden in Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Thüringen. Was die Qualität der Verbindung anbetrifft, so ist diese allerdings noch verbesserungsbedürftig. Lediglich der Austausch von Literatur und gegenseitige Besuche von Vertretern bei Tagungen reichen nicht aus, um sich gegenseitig über Erfahrungen zu informieren und eventuell gemeinsame Ziele anzusteuern und zu verwirklichen. Das Beispiel seinerzeit notwendig gewordener grenzübergreifender Schutzmaßnahmen zwischen Sachsen und Tschechien (1994), die zu positiven Ergebnissen geführt haben, ist bisher einmalig geblieben. Der Landesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik – die dienstälteste Fachvereinigung im NABU Sachsen – hat heute nur noch rund 60 Mitstreiter, die, gemäß ihren Möglichkeiten, ihre Kompetenz in vielfältiger Weise bei der Lösung anstehender Aufgaben zum Schutz der heimischen Herpeto- und Wildfischfauna einbringen.

Ein durchgängiges Problem, das nicht nur unseren LFA bewegt, ist das nur ungenügende „Nachwachsen“ junger Kräfte von der Basis in verantwortliche Funktionen. Wenn die ältere



Abb.10: Justus Oertner. Foto: Archiv NABU Sachsen

Generation aussteigt und keiner mehr da ist, den Staffelstab aufzunehmen, war alles bisher Erreichte umsonst (Berger 2010).

Das darf eigentlich nicht passieren, passiert aber doch, wenn sich die agierenden Naturfreunde nicht den völlig veränderten Erfordernissen unserer digitalen und schnelllebigen Zeit anpassen. Deshalb galt ein Themenschwerpunkt unserer Feldherpetologischen Tage im Mai 2023 gerade diesem Thema. Das Ergebnis sei hier kurz vorgestellt.

Netzwerk Amphibien- und Reptilienschutz in Sachsen

Wie könnte die Zukunft für die Feldherpetologie im NABU Sachsen zukünftig gestaltet werden? Ein Fünf-Punkte-Vorschlag war sozusagen ein Ergebnis der Diskussionen auf den Feldherpetologischen Tagen 2023 in Dresden.

1 Netzwerk Amphibien und Reptilienschutz im NABU Sachsen (ist im Aufbau), denkbar als moderner Ersatz des „klassischen Landesfachausschusses Feldherpetologie und Ichthyofaunistik“ mit rotierendem Sprecher/Vorsitzenden, koordinativen Funktionen.

2 Feste Einbindung der Fachsparte Feldherpetologie im Landesverband, zentrale Speicherung von Daten des LFA (Archiv) und Adressenverwaltung, u.ä., so dass bei Wechsel des Vorsitzenden/1. Sprechers der Neue sofort weiterarbeiten kann.

3 Mitnutzung digitaler Medien auf regionalem Niveau (auf Regionalkreisbasis) für Belange des Amphibien- und Reptilienschutzes. Dazu Aufbau eines landesweiten Infodienstes der NABU-Untergruppen. Als Beispiel und zum Verständnis soll die Herausgabe der „Rundschreiben für den ehrenamtlichen Naturschutzdienst LK Leipzig“ von Sven Möhring dienen. Mit diesen naturschutzfachlichen Inhalten kann regional ein breiter Interessentenkreis von Naturfreunden angesprochen werden. Hier ist dann auch eine Einspeisung von feldherpetologischen Inhalten aktuell möglich.

4 Weiterführung der Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik als Fachorgan des LFA im NABU Sachsen erforderlich, viel beachtete Fachzeitschrift in Deutschlands „Herpetologieszene“, auch in Druckausgabe, bibliografische Bedeutung. Das weitere Erscheinen ab Heft 25 muss nicht zwingend jährlich erfolgen, sondern kann mehrere Jahre durch Sammlung der Fachbeiträge überspannen. Weiterhin auch digitales Angebot auf der Homepage des NABU Sachsen unter
https://sachsen.nabu.de/tiereundpflanzen/amphibien/index.html
https://sachsen.nabu.de/wirueberuns/publikationen/23142.html

5 Weitere Durchführung der traditionellen Jahrestagungen und der Feldherpetologischen Tage des LFA, Präsenz des LFA Feldherpetologie und Ichthyofaunistik bei regionalen Veranstaltungen in Sachsen, es fehlt bisher oftmals an Informationen über Termine/Inhalte im Vorfeld. Dagegen ist die deutschlandweite und internationale Präsenz der sächsischen Herpetologie gut aufgestellt.

Literatur

Berger, H. (2008): Bibliografie zur Herpetologie Sachsens. – Manuskriptentwurf, Wiederoda, 12 S.

Berger, H. (2010): 20 Jahre Landesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik im NABU Sachsen. – S. 101–106. In Naturschutzbund Deutschland Landesverband Sachsen e. V. (Hrsg.): NABU Sachsen. Vielfalt bewahren – Zukunft sichern. – Leipzig, 192 S.

Fröhlich, G., Oertner, J. & S. Vogel (1987): Schützt Lurche und Kriechtiere. – Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 324 S.

Grosse, W.-R. (2019): Arbeitsatlas zur Erfassung der Lurche und Kriechtiere in Sachsen. Bibliografie der Herpetofauna Sachsens. – Landesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen beim NABU Landesverband Sachsen, Leipzig: 101 S.

Grosse, W.-R. & S. Teufert (2016): Dr. Heinz Berger (1937–2016). – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 17: 88–90.

Nippgen, K. (2019): 28. Feldherpetologische Tage vom 17.05.–19.05.2019 in Kleinholscha bei Neschwitz/Oberlausitz. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen, 20: 93–97.

Schmidt, D. (2001): Die Terraristik in der Deutschen Demokratischen Republik (DDR). – S. 284–303. – In Rieck, W., Hallmann, G & W. Bischoff: Die Geschichte der Herpetologie und Terrarienkunde im deutschsprachigen Raum. – Mertensiella, 12.

Teufert, S., Berger, H., Kuschka, V. & W.-R. Große (2022): Reptilien in Sachsen. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 184 S.

Obst, F. J. & Strasser, P. (2011): Das sächsische Vorkommen der Würfelnatter im Elbtal bei Meißen. – S. 58–69. – In Mebert, K. (ed.): The Dice Snake, *Natrix tessellata*: Biology – Distribution and Conservation of a Palaearctic Species. – Mertensiella, 18.

Zöphel, U. & Steffens, R. (2002): Atlas der Amphibien Sachsens. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Dresden, 136 S.

Zöphel, U., Trapp, H. & R. Warnke-Grüttner (2015): Rote Liste der Wirbeltiere Sachsens. – Kurzfassung (Dezember 2015), 33 S. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/RL_WirbeltiereSN_Tab_20160407_final.pdf, zuletzt aufgerufen am 28.05.2020.

Kontakt zum Autor:

PD Dr. Wolf-R. Große
LFA Feldherpetologie und Ichthyofaunistik
NABU-Landesverband Sachsen
Akazienweg 5, 06188 Landsberg
E-Mail:wolf.grosse@gmx.net und
lfa-feldherpetologie@nabu-sachsen.de

NOTIZEN



NOTIZEN



NOTIZEN



NABU
Landesverband Sachsen e.V.

Moore wiedervernässen, **Klima schützen!**

Unterstützen Sie den Flächenkauf
im Naturschutzgebiet
„**Elligastwiesen**“





„Intakte Moore sind unsere besten Partner im Einsatz gegen die Klima- und Naturkrise. Im Naturschutzgebiet (NSG) ‚Elligastwiesen‘ haben wir die seltene Chance, die Moore im gesamten Gebiet wieder zu vernässen. Damit dies gelingt, brauchen wir Ihre Unterstützung!“ (Matthias Vetter, Landesgeschäftsführer)

Einst war die gesamte Aue des Elligastbaches im NSG „Elligastwiesen“ ein Niedermoor. Begradigungen und Eintiefungen des Baches sorgen jedoch seit Jahrzehnten für die Entwässerung. Als Brutgebiet für Braun- und Schwarzkehlchen, Bekassine, Wachtelkönig und Kranich sowie Standort von Wollgras, Wiesenorchideen und Sumpf-Blutauge beherbergt es bis heute einen einzigartigen Artenreichtum. Diese Vielfalt sowie die wertvolle Funktion der Moore als Wasser- und Kohlenstoffspeicher gilt es zu erhalten. Einige Flächen im Gebiet der Elligastwiesen konnte der NABU bereits sichern. Um eine Wiedervernässung zulassen zu können, werden weitere Flächenkäufe angestrebt.

www.elligastwiesen.NABU-Sachsen.de

Jetzt spenden!

Spendenkonto

NABU-Landesverband Sachsen e. V.
Bank für Sozialwirtschaft Leipzig
IBAN: **DE66 3702 0500 0001 3357 01**
BIC-Code: **BFSWDE33XXX**

Hinweis: Jede Spende, die nicht im Rahmen dieses Aufrufs verwendet werden kann, kommt anderen Flächenkäufen zur Sicherung und Bewahrung der Natur zugute.
Ihre Spenden sind steuerlich absetzbar. Bei Angabe Ihrer Adresse erhalten Sie von uns ab einem Betrag von 200 Euro automatisch eine Spendenbescheinigung. Für Zuwendungen unter 200 Euro genügt ein Kontoauszug zur Vorlage beim Finanzamt.
Datenschutz: Der NABU-Landesverband Sachsen e. V., Löbauer Straße 68 | 04347 Leipzig, verarbeitet Ihre angegebenen Daten gem. Art. 6 (1) b) DSGVO für die Spendenabwicklung.

Foto: Sumpf-Blutauge & Elligastwiese | Alf Terpe