

This is the preprint of the contribution published as:

Bolte, L., Weiß, H., Henle, K. (2025):

Übersäuerte Laichgewässer: Eine ökologische Falle für Amphibien in der
Bergbaufolgelandschaft

Natursch. Landschaftspl. **57** (03), 22 - 29

The publisher's version is available at:

<https://doi.org/10.1399/NuL.108585>

Übersäuerte Laichgewässer: eine ökologische Falle für Amphibien in der Bergbaufolgelandschaft

Abstract

Post-mining areas of lignite mining represent an important secondary habitat for (pioneer) amphibians, yet breeding waters can become acidic due to the weathering of sulfide-rich substrates (acid mine drainage). In the present study, the effect of pH on the colonization and vitality of amphibian spawn was investigated over three years in 72 breeding waters in the central German lignite mining district near Leipzig. While extremely acidic waters (median pH = 2.92) were entirely avoided by amphibians, waters fluctuating around pH = 4 posed an ecological trap: the ponds were often colonized, especially by green (*Bufo viridis*) and natterjack toads (*Epidalea calamita*), yet the spawn mostly died. Furthermore, measurements showed that the acidity levels of neighboring ponds can vary on a small scale and fluctuate significantly over time. Consequently, assessing the suitability of breeding waters, which are managed or created on spoil heaps of lignite mining as part of habitat shaping measures, is challenging. Therefore, monitoring of pH levels is recommended to prevent the establishment of ecological traps.

Zusammenfassung

Die Bergbaufolgelandschaft des Braunkohletagebaus stellt einen wichtigen Sekundärlebensraum für (Pionier-)Amphibien dar, jedoch können Laichgewässer durch die Verwitterung sulfidreicher Substrate übersäuern (z.B. Pyritverwitterung). In der vorliegenden Untersuchung wurde der Effekt des pH-Wertes auf die Besiedlung und die Vitalität von Amphibienlaich über drei Jahre in 72 Laichgewässern im Mitteldeutschen Braunkohlerevier (Landkreis Leipzig) umfassend untersucht. Während extrem saure Gewässer (Median pH = 2.92) von Amphibien gänzlich gemieden wurden, stellten Gewässer mit einem um pH = 4 schwankenden Wert eine ökologische Falle dar: die Gewässer wurden vielfach und insbesondere durch Wechsel- (*Bufo viridis*) und Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) besiedelt, der Laich starb jedoch meist ab. Die Messungen zeigten überdies, dass sich der Säuregrad benachbarter Gewässer kleinräumig unterscheiden kann und, dass er im zeitlichen Verlauf teils stark fluktuiert. Folglich ist eine Einschätzung zur generellen Eignung von Laichgewässern, welche auf Kippenböden des Braunkohletagebaus im Rahmen habitatgestaltender Maßnahmen saniert oder angelegt werden, schwer vorzunehmen. Daher empfiehlt sich ein Monitoring des pH-Werts, um die Entstehung ökologischer Fallen zu verhindern.

1 Einleitung

Lebensräume aus zweiter Hand, welche durch die Abbautätigkeiten der Rohstoffindustrie entstehen, bieten in der heutigen, intensiv genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaft ein wichtiges Refugium für viele Amphibienarten (z. B. Doležalová et al. 2012, Feldmann 1977, Kettermann & Fartmann 2023, Selleng et al. 2020, Vences et al. 2003, Vojar et al. 2016). Sie ähneln in ihrer Struktur oft den ursprünglich besiedelten, jedoch vielerorts verlorenen natürlichen dynamischen Lebensräumen wie Flussauen (z. B. Landeck et al. 2017, Meisterhans & Heusser 1970). Pionieramphibien wie Kreuz- (*Epidalea calamita*) oder Wechselkröte (*Bufo viridis*) haben hier ihren Verbreitungsschwerpunkt im Binnenland (z.B. Grosse & Seyring 2015a, Grosse & Seyring 2015b, Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020, Selleng et al. 2020). Innerhalb dieser industriell geschaffenen Sekundärhabitate stellen Braunkohletagebaue und ihre Folgeflächen (BFL) einen Sonderfall dar, da einzelne Abbaugelände eine weitaus größere Ausdehnung einnehmen als Sandgruben, Kiesgruben oder Steinbrüche. Alleine die durch Braunkohleabbau geformte Landschaft in Ostdeutschland entspricht etwa der Hälfte der Fläche aller terrestrischen Nationalparke in Deutschland (BfN 2024, Landeck et al. 2017). Um die Kohlelagerstätten zu erreichen, müssen oft weit tiefere Gruben geschaffen werden als in anderen Abbaustätten. Hierbei werden unterschiedliche geologische Deckschichten abgetragen und verkippt. Dabei gelangen zuvor anaerob gelagerte tertiäre Substrate an die Oberfläche, welche meist reich an Schwefel-Eisen-Verbindungen wie Pyrit und Markasit sind, die bei Wasserzufuhr ein saures Milieu bilden (LMBV 2017, Schöpke 1999, Spitz & Trudinger 2019). Insbesondere im Sanierungsbergbau, in welchem eine flächige Überdeckung der tertiären Substrate mit weniger sauren, quartären Substraten wie Geschiebemergel nicht flächig gewährleistet werden kann, wechselt das Milieu an der Oberfläche sehr kleinräumig und unvorhersagbar (Landeck et al. 2017, Tischew 2009). Auf diesen Kippen bilden sich jedoch die für (Pionier-)Amphibien so wichtigen, ephemeren Kleingewässer, sodass der Säuregrad von Laichgewässern als limitierender Faktor bei ökologischen Untersuchungen sowie bei der Sanierung und Habitatgestaltung berücksichtigt werden muss.

Artspezifische, kritische pH-Werte von Laichgewässern für aquatischen Stadien von Amphibien, wie Embryonen und freischwimmende Larven, wurden, beispielsweise motiviert durch die Deposition von Stick- und Schwefeloxiden und den damit einhergehenden Umweltschäden, bereits umfassend im Labor oder im Freiland untersucht (Freda et al. 1991, Leuven et al. 1986, Sparling 2009). Die ermittelten pH-Werte für eine letale Wirkung schwanken je nach Art und Studie zwischen 3,5-4,5 im sauren Bereich und liegen bei etwa 9-10 im alkalischen Milieu (Abbasi et al. 1989, Fominykh 2008, Meyer et al. 2021). Dabei wurden subletale Wirkungen wie verminderte Wachstumsraten bereits bei weniger extremen Werten beobachtet. Ältere aquatische Stadien wie freischwimmende Larven sind resilienter als Embryonen (Freda & McDonald 1990). Zusätzlich sind indirekte, negative Effekte auf die Vitalität von Amphibien durch niedrige pH-Werte zu erwarten. Diese umfassen zum Beispiel die mögliche subletale Toxizität von hohen Konzentrationen gelöster Ionen von Schwermetallen, Ammonium oder Sulfaten oder die Störung von Nahrungsnetzen (Freda et al. 1991, LMBV 2017, Relyea 2006, Sadinski & Dunson 1992, Skei & Dolmen 2006, Sparling 2009). Eine zusammenfassende Darstellung der physiologischen Effekte von niedrigen pH-Werten auf die verschiedenen Entwicklungsstadien von Amphibien, von subletalen Effekten sowie eine Übersicht über artspezifische Toleranzgrenzen bieten Böhmer und Rahmann (1990).

Auf Populationsebene konnten niederschlags- und bergbaubedingte Versauerung von Laichgewässern mit lokalen oder regionalen Bestandsrückgängen von Amphibien in Verbindung gebracht werden, etwa in den Niederlanden (Leuven et al. 1986), Großbritannien (Beebee et al. 1990) oder den USA (Schorr et al. 2013). In der Bergbaufolgelandschaft in Mitteleuropa konzentrieren sich ökologische Untersuchungen zum Einfluss von Gewässersäure (Spyra et al. 2023) sowie auf Maßnahmen der Rekultivierungspraxis bisher auf größere Dauergewässer wie Tagebauseen, welche durch ihren Fischbesatz als (Pionier-)Amphibienlebensraum jedoch weitestgehend bedeutungslos sind (Kettermann & Fartmann 2023, Landeck et al. 2017, LMBV 2017).

Im Rahmen umfassender Felderhebungen zur Untersuchung der Populationsökologie der Kreuzkröte im Mitteldeutschen Braunkohlerevier im Landkreis Leipzig wird hier beleuchtet, welche Rolle der pH-Wert für die Habitateignung von ephemeren Kleingewässern für Amphibien spielt. Es konnte dokumentiert werden, wie Kreuz-, Wechsel- und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) vielfach versuchten, ephemere Kleingewässer zu besiedeln, der Laich jedoch meist abstarb. Im Folgenden wird dargestellt, wie das Absterben des Amphibienlaichs mit schwankenden und niedrigen pH-Werten der Gewässer korreliert war. Des Weiteren wird dargelegt, dass der Säuregrad der Kleingewässer sowohl räumlich als auch zeitlich stark variieren kann und welche Rückschlüsse sich daraus für Gewässerbau und -pflege ergeben.

2 Methoden

Zwischen Mai 2021 und September 2023 wurden insgesamt 72 überwiegend temporäre Kleingewässer in den Tagebauen Profen und Schleenhain im Landkreis Leipzig in einem Turnus von 7-14 Tagen während der Laichperiode kartiert. Hierbei variierte die Gesamtzahl der Kontrollen stark durch das im Tagebau typische, witterungsbedingte Wegfallen, Neuentstehen und Trockenfallen (siehe Tab. S1, Anhang) der Pioniergewässer. Das primäre Ziel der Erfassungen war, Laich und Larven der Kreuz- und Wechselkröte sowie Austrocknungsereignisse der Gewässer nachzuweisen. Aus diesem Grund wurden ausschließlich die von Kreuz- und Wechselkröte bevorzugten Flachwasserbereiche (< 30cm) vollumfänglich und systematisch abgesprochen. Tiefere Wasserzonen, in welchen vermehrt Adulte, Laich und Larven anderer im Gebiet vorkommender Amphibienarten zu vermuten waren, wurden nur durch opportunistisches Keschern kontrolliert, um den Bearbeitungsaufwand zu reduzieren.

Je Kartierdurchgang wurde die aufsummierte Zahl von Laichschnüren der Kreuz- und Wechselkröte sowie die geschätzte Larvendichte auf einer logarithmischen Skala notiert (1: < 10, 2: 10-100, 3: 101-1000, 4: 1001-10000, 5: 10001-100000). Laich, welcher sich durch Algenbewuchs sowie durch den fehlenden Fortschritt der Embryogenese auszeichnete, wurde als abgestorben klassifiziert. Basierend hierauf erfolgte die Klassifikation als anteiliges oder vollständiges Absterben des Laichs je Kartierdurchgang und Gewässer. Für die übrigen Amphibienarten erfolgte lediglich ein einfacher Vermerk zu ihrer Präsenz (Adulte, Laich, Larven) je Kontrolle. Neben der Erfassung der Amphibienfauna wurde der Wasserstand, die Ausdehnung des Gewässers und die prozentuale Deckung unterschiedlicher Vegetationstypen (Gräser exkl. Schilf, Schilf, submerse Vegetation, Schwimmblattvegetation, Gehölze am Ufer) erfasst.

Die Messung der physikalisch-chemischen Parameter Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und pH-Wert erfolgte mit einem Messgerät der Firma WTW (Mobiles Messgerät Multi 3630 IDS, Sauerstoffsonde FDO 925, Leitfähigkeit TetraCon 925, pH-Sonde sentix 940). Entsprechend der Vorgaben des Herstellers wurde die gleichbleibende Qualität der Messungen mit einer regelmäßigen Drei-Punkt Kalibrierung der pH-Sonde sichergestellt. Für die anschließende statistische Analyse wurde basierend auf den Notizen zum Zustand des Laichs folgende Gruppierung vorgenommen: 1A. Laich immer abgestorben – Gewässer, in welchen nur abgestorbene Laichschnüre nachgewiesen werden konnten, 1B. Laich zum Teil abgestorben – Gewässer, in welchen mindestens einmal abgestorbener Laich nachgewiesen wurde, 2. Laich nie abgestorben – Gewässer mit ausschließlich vitalem Laich und Larven, 3. Gewässer nie besiedelt – Gewässer extrem sauer (pH < 3,5) und daher überwiegend nur im ersten Untersuchungsjahr beprobt.

3 Ergebnisse

3.1 Verteilung und zeitlich-räumliche Variationen der gemessenen pH-Werte

Insgesamt wurden 1386 Kontrollen der 72 Gewässer durchgeführt, wobei bei 671 Kontrollen der pH-Wert gemessen wurde (Tab. S1, Abb. 1). Der niedrigste gemessene Wert lag hierbei bei 2,50 in Gewässer 1 (Abb. 2A), der Höchste bei 11,00 in Gewässer 72 (Abb. 2B), wobei 95% der Messungen zwischen 3,50 und 9,38 lagen (Median = 7,20). Extrem hohe Werte über 10 wurden lediglich bei zwei Messungen in einer wenige Zentimeter tiefen Pfütze (Gewässer 35) festgestellt, während bei zehn

Messungen in fünf verschiedenen, zum Teil großen Gewässern der pH-Wert weniger als 3 betrug. Die Anzahl der Messungen je Gewässer (1-16) war abhängig von der Wasserführung sowie vom Säuregrad bei der initialen Messung, da fünf besonders saure Gewässer nur im ersten Untersuchungsjahr erfasst wurden.

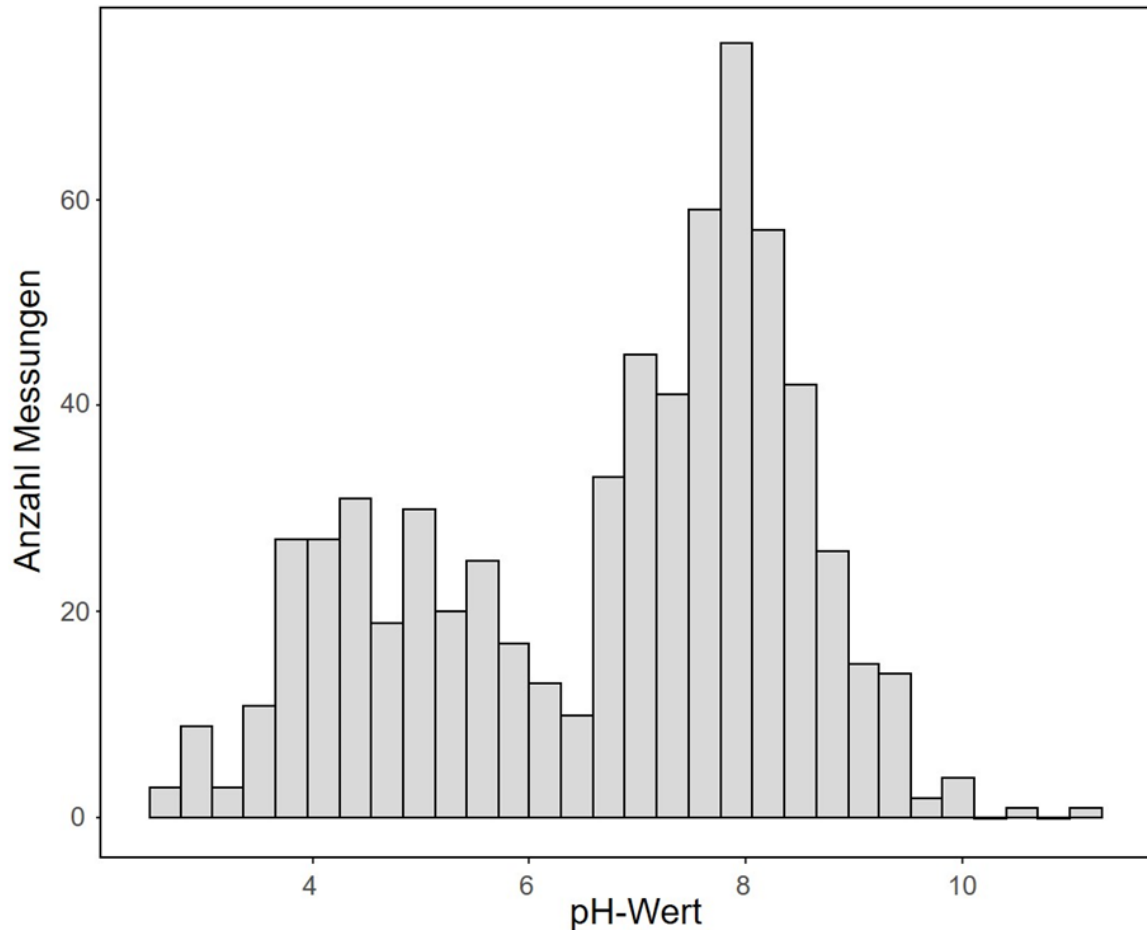


Abb. 1: Verteilung von 671 Messwerten des pH-Werts, aufgenommen in 72 verschiedenen temporären Kleingewässern in den Jahren 2021-2023; BFL: Bergbaufolgelandschaft.

Im zeitlichen Verlauf der Messungen konnte eine Schwankungsbreite um bis zu 3,61 Einheiten ermittelt werden, wobei die Spanne bei häufig beprobten Gewässern größer ausfiel (Schwankungsbreite $\text{pH} \sim \text{Anzahl Kontrollen}$, $r = 0,41$). So lag die Schwankungsbreite des pH-Werts in 20 Gewässern bei weniger als 1 bei einer durchschnittlichen Anzahl an Messungen von 5,95 (siehe Tab. S1), bei 1 bis 2 in 32 Gewässern ($\bar{x} = 10,47$ Messungen), bei 2 bis 3 in 15 Gewässern ($\bar{x} = 11,27$ Messungen) und bei über 3 in fünf Gewässern ($\bar{x} = 9,60$ Messungen). Dabei ergab sich die Schwankungsbreite anhand unterschiedlicher zeitlicher Verläufe der Messwerte. Folgend sind beispielhaft zwei Extremfällen dargestellt: In Gewässer 21 (Abb. 3) kam es zu einer kontinuierlichen Versauerung, vermutlich durch das fortlaufende Einspülen von sauren Substraten der umliegenden Hänge. In Gewässer 10 (Abb. 4) dagegen war der Säuregehalt insgesamt eher konstant. Hier stieg der pH-Wert nur einmal sprunghaft nach einem Starkregenereignis an.

Neben dem zeitlich zum Teil stark variierenden Säuregrad der Gewässer variierte der pH-Wert auch auf engem Raum in Einzelfällen stark. Zwar unterschied sich der mittlere gemessene pH-Wert von den meisten benachbarten Gewässern um weniger als 1 (29 Gewässerpaaire, $\bar{x}$ Distanz = 39,62 m), jedoch unterschied sich der pH-Wert bei 11 Paaren von Nachbargewässern um 1 bis 2 Stufen ($\bar{x}$ Distanz = 43,72 m), bei einem Gewässerpaaire um 2 bis 3 Stufen (Distanz = 58 m) und bei 4 Gewässerpaairen sogar um mehr als 3 Stufen ($\bar{x}$ = Distanz 151 m). Ein extremes Beispiel für die zum Teil sehr

kleinräumige Variation des Milieus bildet das durch einen Hangaustritt gespeiste und extrem saure Gewässer 1 ($\bar{x}$ pH = 2,50), welches vom benachbarten Gewässer 13 (Fahrspur, $\bar{x}$ pH = 4,51, siehe Tab. S1) nur durch eine wenige Meter breite, erhöht liegende Landbrücke getrennt war. Diese reichte jedoch aus, um ein weniger saures Milieu in Gewässer 13 entstehen zu lassen. Ganz ähnlich verhielt es sich beim Gewässerpaar 9 ($\bar{x}$ pH = 3,96) und 41 ($\bar{x}$ pH = 7,55), welche in direkter Nachbarschaft lagen und durch ein einzelnes Starkregenereignis kurzzeitig zusammenflossen (Abb. 2 E/F).



Abb. 2: Sechs der 72 untersuchten (Laich-)Gewässer der Bergbaufolgelandschaft des Braunkohletagebaus (vgl. Tab. S1 und Abb. 3 und 4). **A:** Gewässer 3, $\bar{x}$ pH = 2,85; **B:** Gewässer 72, $\bar{x}$ pH = 9,10; **C:** Gewässer 10, $\bar{x}$ pH = 4,02; **D:** Gewässer 7, $\bar{x}$ pH = 3,86; **E:** Gewässer 41, $\bar{x}$ pH = 7,55; **F:** Gewässer 9 im Vordergrund ($\bar{x}$ pH = 3,96) und Gewässer 41 ($\bar{x}$ pH = 7,55) im Hintergrund.

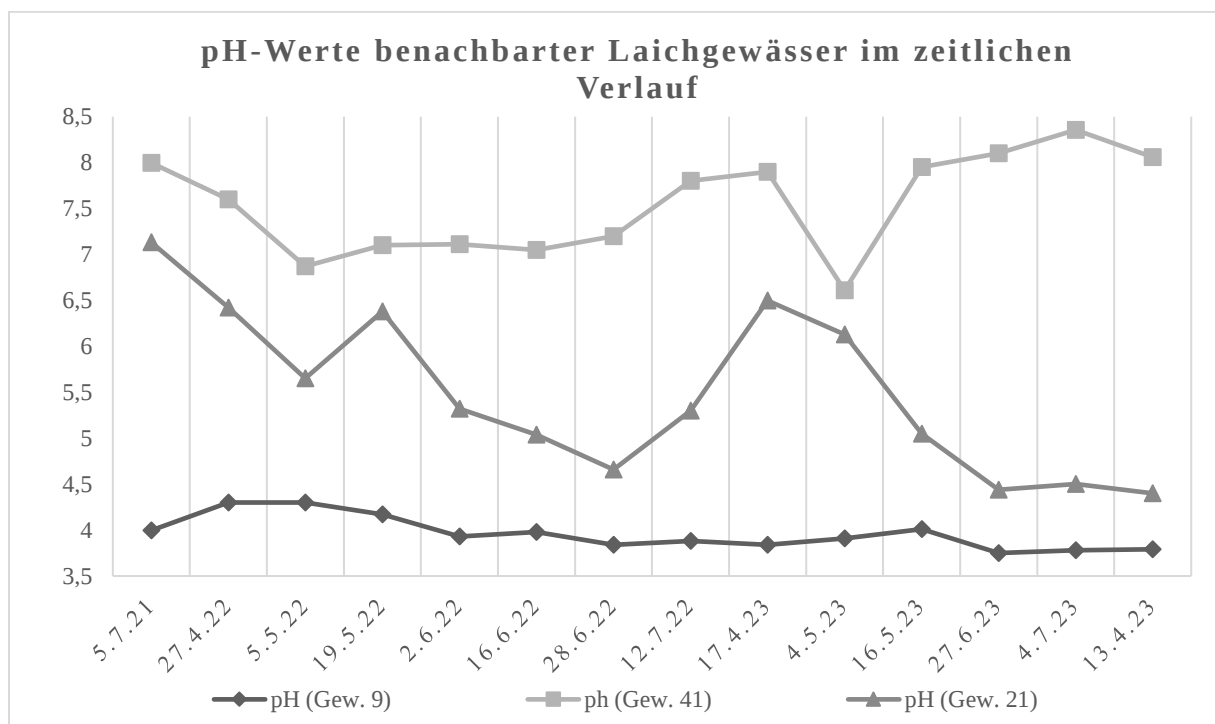


Abb. 3: Verlauf der gemessenen pH-Werte dreier benachbarter Gewässer, in denen kein Amphibienlaich gefunden wurde (Gewässer 9), Laich z.T. abstarb (Gewässer 21) und Laich nie abstarb (Gewässer 41). Distanz der Uferlinie der Gewässer: Gewässer 9 zu 41: 0-23m; Gewässer 9 zu 21: 176-187m; Gewässer 21 zu 41: 125-137m.

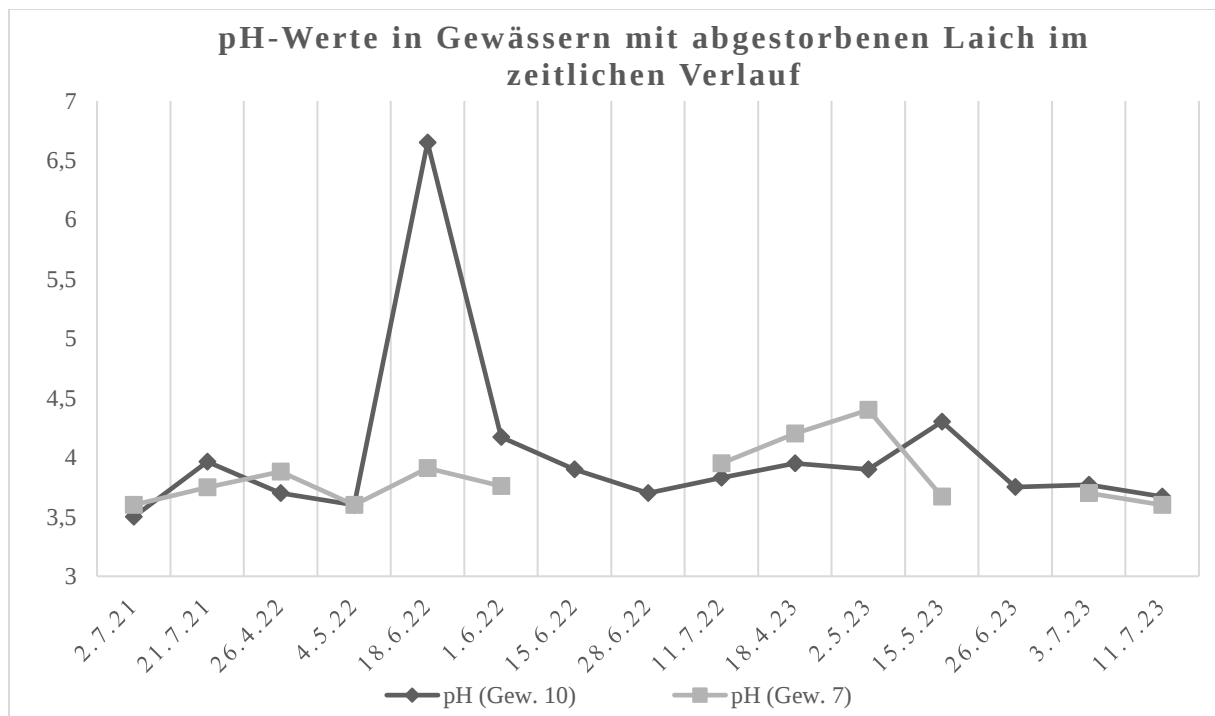


Abb. 4: Verlauf der gemessenen pH-Werte zweier Gewässer, in denen nur abgestorbener Amphibienlaich nachgewiesen wurde (vgl. Abb. 2 C und D, Tab. S1). Am 16.06.2022 wurden an der Gewässer 10 nächstgelegenen (Distanzen 3,3 km) Wetterstation der Mitteldeutschen Braunkohlegesellschaft (MIBRAG) 21,6 mm Niederschlag gemessen, während an der Gewässer 7 nächstgelegenen Wetterstation (Distanz 2 km) nur 2,34 mm gemessen wurden.

3.2 Effekte auf Amphibien

Im Laufe der Untersuchungen konnten insgesamt acht Amphibienarten in oder an den Gewässern nachgewiesen werden (Tab. S1), wobei der überwiegende Teil der Nachweise in Form von Laich und Larven erfolgte (Ausnahme *Pelophylax* sp.). Kein Laich und Larven konnten dabei in fünf (sehr sauren) Gewässern gefunden werden. In weiteren zehn Gewässern starb der Laich immer bzw. bei einem Teil der Besiedlungsversuche ab (Abb. 5 und 6). In den übrigen 57 Gewässern wurde kein abgestorbener Laich gefunden. Die statistische Lage und Streuung der pH-Messungen je Gewässergruppe betrug dabei: 1A (Laich immer abgestorben): Median pH = 3,88 (Varianz 0,29) bei 63 Messungen, 1B (Laich zum Teil abgestorben): Median pH = 4,52 (Varianz 1,24) bei 53 Messungen, 2 (Laich nie abgestorben): Median pH = 7,61 (Varianz 1,72) bei 534 Messungen, 3 (Gewässer nie besiedelt): Median pH = 2,92 (Varianz = 0,41) bei 21 Messungen.

Die verschiedenen Effekte auf Amphibien für die in den Abbildungen 3 und 4 dargestellten Beispiele für den zeitlichen Verlauf der Versauerung waren: In Gewässer 10 und 7 starb trotz wiederholter Versuche der Laich immer ab, während in Gewässer 21 erst am Ende der Untersuchungen abgestorbener Laich gefunden wurde, nachdem der pH-Wert schrittweise von 7,13 im Jahr 2021 auf 4,5 im Jahr 2023 abgefallen war. Gewässer 9 war dauerhaft sauer und wurde von Amphibien für die Reproduktion gemieden, während Gewässer 41 konstant im neutral-alkalischen Bereich lag und von Kreuzkröte, Wechselkröte, Wasserfröschen (*Pelophylax* sp.), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und Kammolch (*Triturus cristatus*) besiedelt wurde.

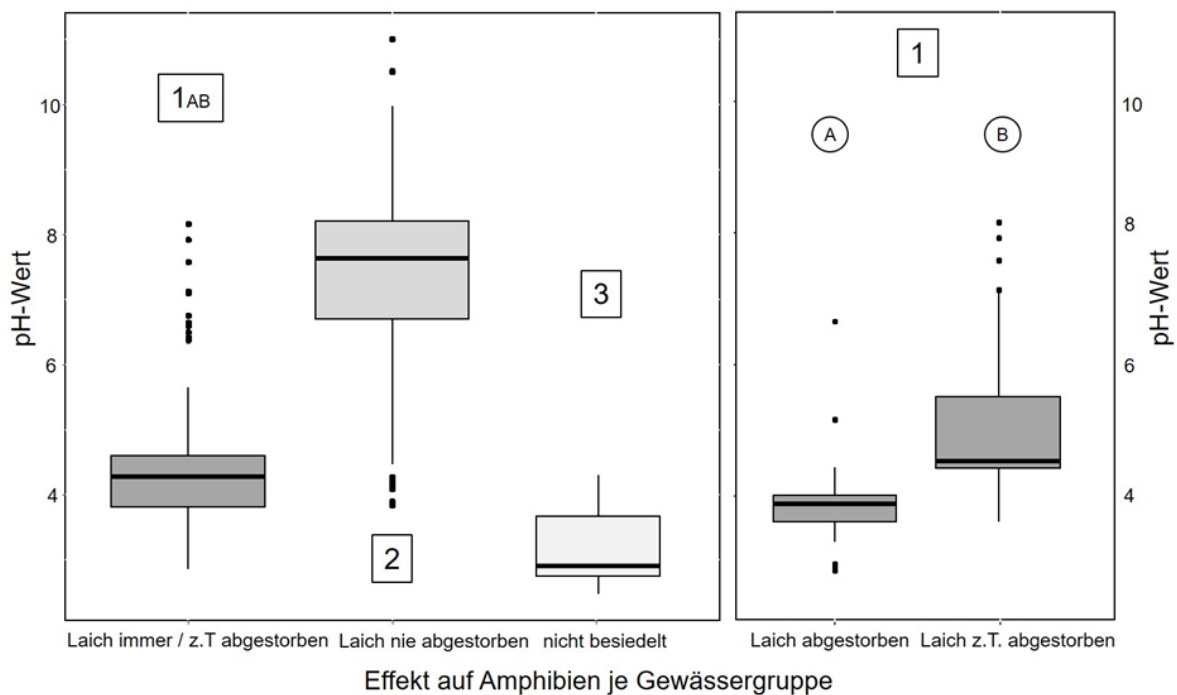


Abb. 5: pH-Wert in 72 Laichgewässern von Amphibien in der Bergbaufolgelandschaft des Braunkohletagebaus im Landkreis Leipzig. Die Gewässer wurden basierend auf dem Effekt auf Amphibien (Besiedlung und letale Effekte auf Laich) in drei Kategorien (links) unterteilt, wobei rechts zwei weitere Unterkategorien dargestellt sind. BFL: Bergbaufolgelandschaft.



Abb. 6: Abgestorbener Laich der Knoblauchkröte (A und B) und der Kreuz- oder Wechselkröte (C-F).

4 Diskussion

4.1 Räumliche und zeitliche Variation des pH-Werts und Effekte auf Amphibien

Die Azidität von Amphibienlaichgewässern schwankt in natürlichen und naturnahen Lebensräumen abhängig von unterschiedlichen Faktoren. So kann das Ausgangsgestein (zum Beispiel Basalt oder Granit) oder die Vegetation zur Versauerung führen, etwa durch das Ausscheiden von organischen Säuren (zum Beispiel Huminsäure, Fulvinsäure, Tanninsäure) oder von Protonen durch Torfmoose der Gattung *Sphagnum* in Mooren (Beebe et al. 1990, Sparling 2009). Zudem können

temporäre Schwankungen des pH-Werts durch hohe Photosyntheseaktivität (biogene Entkalkung) entstehen (Lampert & Sommer 1999). Hinweise hierauf gaben während der Erfassungen gut sichtbare Blasenteppiche, welche sich beispielsweise auch in jenen Fahrspuren auf gekalkten Kulturböden bildeten, in welchen zum Teil sehr hohe pH-Werte gemessen wurden. Die hier festgestellte Schwankungsbreite des pH-Wertes ist zum einen also mit den speziellen Eigenschaften der Kippen-Substrate zu erklären, die als karbonatfreie oder -arme Substrate ein hohes Aziditätspotential aufweisen, nach einer Kalkung jedoch Sickerwässer mit erhöhten pH-Werten liefern. Zum anderen tragen zusätzlich Prozesse wie biogene Entkalkung, welche in den meisten Lebensraumtypen ablaufen, zu den Schwankungen bei. Trotzdem schwankt der pH-Wert in Gewässern der Bergbaufolgelandschaft vermutlich stärker als in den meisten anderen Lebensraumtypen. So lag der pH-Wert in 45 Tagebauseen in Schlesien zwischen 2,4 und 9,6 (Spyra et al. 2023), also einer Spanne, welche der in der vorliegenden Untersuchung festgestellten (pH = 2,5 - 11) ähnelt.

Natürlicherweise teils sehr saure Moorgewässer werden von Amphibien nicht dauerhaft besiedelt. Trotzdem kann auch hier gelegentlich abgestorbener Laich gefunden werden, beispielsweise von Gras- oder Moorfrosch (Bülow et al. 2011). Amphibienarten, welche Lebensräume mit sauren Gewässern verstärkt besiedeln, weisen dabei tendenziell eine höhere Toleranz für niedrige pH-Werte auf (Freda et al. 1991, Leuven et al. 1986, Meyer et al. 2021). Für die Kreuzkröte, für welche eine Toleranz von 4,5 bis 10 (Beebe et al. 1990, Freda et al. 1991, Leuven et al. 1986, Sinsch 2009) angegeben wird und welche eine Zielart von Artenschutzbemühungen in der Folgelandschaft des Braunkohletagebaus ist, wird somit in vielen Gewässern ein kritischer Wert unterschritten.

Der Säuregrad ist dabei abhängig von verschiedenen Puffersystemen (LMBV 2017, Tischew 2009), welche von Kleingewässer zu Kleingewässer unterschiedlich ausgeprägt sein können. In unserer Untersuchung konnten die niedrigsten Werte in Gewässern im Bereich von Rohböden aus tertiären Sanden gemessen werden (zum Beispiel Abb. 2A), sowie an einem Hangaustritt (Gewässer 1, pH = 2,5). Letzterer wurde von Schichtenwasser gespeist, in welchem, im Unterschied zu oberflächlichen Wässern, zusätzliche Protonen (Säure) durch die Hydrolyse von Pyrit unter anoxischen Bedingungen frei wird (Schöpke 1999). Interessanterweise konnten in direkter Nachbarschaft (Distanz der Uferlinien wenige Meter) zum Hangaustritt in einer Fahrspur wiederholt Larven und Metamorphlinge der Kreuzkröte nachgewiesen werden. Auch an drei weiteren Stellen wechselte das Milieu und damit der letale Effekt auf den Amphibienlaich auf engem Raum (Unterschied pH-Wert > 2, Distanz < 25 m). Neben diesen kleinräumigen Unterschieden des Milieus schwankte der pH-Wert in fast 30% der untersuchten Gewässer über die drei Untersuchungsjahre überdies um mehr als zwei pH-Stufen. Damit scheinen die für Amphibien so wichtigen ephemeren Kleingewässer im Vergleich zu Tagebauseen durch deutlich instabilere Verhältnisse (sowohl räumlich als auch zeitlich) charakterisiert zu sein (vgl. Rodrigues & Scharf 2001, Spyra et al. 2023).

4.2 Gewässer im Grenzbereich als ökologische Falle

Für die in dieser Studie und bei Freda et al. (1991) festgestellten wiederholten, erfolglosen Besiedlungsversuche von Amphibien in Gewässern an der Toleranzgrenze des Säuregehalts lassen sich prinzipiell zwei Erklärungen ableiten: Zum einen verfügen Anuren zwar über die sensorischen Fähigkeiten, Säuren mittels Säure-sensitiven Ionenkanälen (Pattinson et al. 2019) oder mittels ihres Geschmackssinns (Okada et al. 1994) wahrzunehmen, und saure Gewässer werden tendenziell gemieden (Strijbosch 1979), jedoch sind die Adulte eventuell nicht in der Lage, den für den Laich und die Embryonen kritischen Grenzbereich des pH-Wertes abzuschätzen. Zum anderen ist denkbar, dass der Säuregehalt nach dem Neubefüllen von verdichteten Senken (= ephemeres Kleingewässer der Bergbaufolgelandschaft) durch Niederschläge zunächst in einem günstigen Bereich liegt und erst mit einem zeitlichen Versatz (Stunden bis Tage) absinkt. Da gerade Pionieramphibien wie Kreuz- und Wechselkröte nach Starkregen innerhalb von kürzester Zeit auf das Entstehen von Gewässern reagieren und ablaichen, könnte dieser zeitliche Versatz zu ihrem Verhängnis werden. Neben den oberen bereits

beschriebenen, starken zeitlichen Schwankungen des pH-Werts deutet der Vergleich von Messungen in Gewässer 10 und 7 (Abb. 4) auf eine solche ökologische Falle hin: In beiden Gewässern wurde stets nur abgestorbener Laich gefunden und der pH-Wert lag bei fast allen Messungen zwischen 3,5 und 4,5. Im Juni 2022 stieg durch ein Starkregenereignis das Volumen des Gewässers 10 sprunghaft an und der pH-Wert erreichte den neutralen Bereich, während Gewässer 7 nicht vom Starkregen betroffen war und der pH-Wert auch nicht sprunghaft anstieg. Trotzdem lassen sich anhand der hier vorgestellten Einzelbeobachtungen die Gründe für das vielfache Abbläichen in zu sauren Gewässern nicht abschließend einschätzen. Ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren (Unfähigkeit der Adulte, das Unterschreiten eines kritischen pH-Wertes abzuschätzen, sowie starke räumlich-zeitliche Schwankungen) scheint jedoch wahrscheinlich.

4.3 Rückschlüsse für Kleingewässerbau und -management in der Bergbaufolgelandschaft

Die vorliegende Untersuchung verdeutlicht, dass temporäre Kleinstgewässer, welche im Rahmen von Artenschutzmaßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft angelegt oder gepflegt werden, wiederholt hinsichtlich ihrer Azidität untersucht werden müssen. Zudem lassen sich pauschale Annahmen zur Eignung bestimmter Bereiche, welche auf Einzelmessungen beruhen, kaum treffen. Zwar entstand der Großteil der hier untersuchten Gewässer als Nebenprodukt tagebaulicher Nutzung und in den meisten Untersuchungsgewässern (55 von 72) stellte die Azidität keinen limitierenden Faktor dar, jedoch starben auch in drei Maßnahmengewässern Laichschnüre von Kreuz- oder Wechselkröte in großer Zahl (31) in allen drei Untersuchungsjahren ab. Versuche, die Artzugehörigkeit der abgestorbenen Laichschnüre anhand von entnommenen Eiern nachträglich mittels molekulargenetischer Methoden [siehe Bolte et al. (im Druck) für Details] aufzuklären, waren leider erfolglos, sodass quantitative Aussage darüber, ob beide Arten im selben Ausmaß betroffen waren, nicht möglich sind.

Technische Maßnahmen, welche für Amphibiengewässer in Mooren bereits vor langer Zeit diskutiert wurden (Clausnitzer 1979) und typischerweise bei der Neutralisierung von Tagebauseen angewendet werden [Zuleiten weniger saurer Wässer bei der Flutung, Neutralisation durch Kalken (LMBV 2017)], lassen sich aufgrund des viel geringeren und viel stärker schwankenden Wasservolumens schwer auf die tagebautypischen, temporären Kleinstgewässer übertragen. Fällt etwa ein zuvor gekalktes Kleingewässer trocken, können Calcium und Sulfat zu Gips reagieren: eine Reaktion, welche bei erneutem Befüllen nur bedingt reversibel ist. Da ein mindestens jährliches Trockenfallen von Kleingewässern jedoch elementar für die konkurrenzschwachen Pionieramphibien ist (z. B. Lippuner 2013, Zahn et al. 2020), steht der Bau von kontant wasserführenden Kleingewässern, welche bezüglich des pH-Wertes besser zu regulieren sind, im Konflikt mit den Ansprüchen der in der Bergbaufolgelandschaft typischen Zielarten Kreuz- und Wechselkröte. Ein weiteres, aber auch teureres Neutralisationsmittel stellt Backsoda (Natriumhydrogencarbonat) dar, welches beim periodischen Trockenfallen zumindest teilweise als wieder löslicher Feststoff ausfallen sollte und welcher für initiale Neutralisationen in Maßnahmengewässern in der Bergbaufolgelandschaft im Landkreis Leipzig bereits erfolgreich eingesetzt wurde (I. Schliebe, pers. Kommunikation). Jedoch entweichen auch hier Anteile als CO_2 und das ausfallende Salz kann nach dem Trockenfallen ausgetragen werden, sodass kontinuierlich nachgemessen und vermutlich auch nachdosiert werden muss.

Sollten begleitenden Messungen des pH-Wertes oder der wiederholte Fund abgestorbener Laichs in Gewässern auf das Vorhandensein einer ökologischen Falle hinweisen und das Gewässer lässt sich aus den oben beschriebenen Gründen nicht neutralisieren, empfiehlt sich das Zuschieben und die Neuanlage eines Laichgewässers im räumlichen Verbund. Überdies kann der Einsatz technogener Gewässer mit Einbau einer absoluten Sperrschicht und einem Ablauf Abhilfe schaffen, da hierbei die Versauerung durch das anstehende Substrat oder durch stark saures Schichtenwasser minimiert und gleichzeitig das jährliche Trockenfallen garantiert wird. Jedoch kann es auch hier zur Versauerung kommen, wenn Sedimente durch Hangabfluss auf Rohböden eingespült werden. Abschließend möchten wir betonen, dass die hier dargestellten Zusammenhänge zwischen Gewässersäure und

Reproduktionsausfällen im Braunkohletagebau ergänzend neben anderen wichtigen limitierenden Faktoren der Laichgewässer von Pionieramphibien, insbesondere der Hydroperiode (zu kurz: hohe Austrocknungsrate, zu lang: hoher Prädations- und Konkurrenzdruck), bei Gewässerbau und Pflege berücksichtigt werden müssen (siehe z. B. Köbele 2015, Lippuner 2013, Mermod et al. 2010, Pro Natura 2014, Schmidt et al. 2015, Stevens & Baguette 2008). So fielen in unseren Untersuchungen etwa fünf- bis sechsmal mehr Besiedlungsversuche von Kreuz- und Wechselkröte der frühzeitigen Austrocknung zum Opfer als durch niedrige pH-Werte abstarben.

Fazit für die Praxis

- Der pH-Wert von Kleingewässern in der Bergbaufolgelandschaft des Braunkohletagebaus kann kleinräumig und im zeitlichen Verlauf stark schwanken, sodass einmalige Messungen nicht ausreichen, um die Eignung als Laichgewässer für Amphibien abzuschätzen.
- Gewässer, in welchen der pH-Wert um 4-5 schwankt, können zu einer ökologischen Falle werden, in welchen Amphibienlaich wiederholt abstirbt.
- Eine regelmäßige Kontrolle des pH-Wertes ist zu empfehlen, auch wenn bereits Maßnahmen zur Neutralisation getroffen wurden.
- Die Messungen sollten mit einigen Tagen Abstand zur (Neu)Befüllung der Gewässer erfolgen.

Dank

Wir danken P. Jolas, S. Gabler, I. Schliebe, M. Graichen, A. Bellmann, J. Geier, M. Vieweg und B. Barth für ihre organisatorische und logistische Hilfe und den fachlichen Austausch. L. Klute, L. Schneidewind, E. S. Killenberg, J. Adam, S. Ruck, A. Nöhring, V. Koch und H. Probul halfen bei den Felderhebungen. Außerdem danken wir Martin Schlüpmann und einem anonymen Gutachter für ihre wertvollen Hinweise zur ersten Version dieses Artikels. Die Untersuchungen wurden durch ein Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert (20021/700).

Autor

Leonard Bolte
Holbeinstraße 44
04229 Leipzig

Bildquellen

Alle Bilder stammen vom Erstautoren (L. Bolte)

Literatur

- Abbasi, S., Baji, V., Soni, R. (1989): Assessment of the impact of simulated acid rain and alkaline effluent discharge on pond biota with respect to larvae of amphibian *Rana tigrina*. Int. J. Environ. Stud. 35, 97–103.
- Beebee, T., Flower, R., Stevenson, A., Patrick, S., Appleby, P., Fletcher, C., Marsh, C., Natkanski, J., Rippey, B., Battarbee, R. (1990): Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification. Biol. Conserv. 53, 1–20.

- BfN (2024): Nationalparke. Abrufbar unter <https://www.bfn.de/nationalparke>, abgerufen am 20. Oktober 2024.
- Böhmer, J., Rahmann, H. (1990): Influence of surface water acidification on amphibians. S. 287-309 in Hanke, W. (Ed.): Biology and physiology of amphibians. – Progress in zoology 38. – Gustav Fischer Verlag (Stuttgart, New York), 413 S.
- Bolte, L., Ertmer, J., Preißler, K., Henle, K., Klute, L., Barth, B., Schaffer, S., Steinfartz, S. (im Druck): Unaddressed hybridization between green (*Bufo viridis*) and natterjack toads (*Epidalea calamita*) can lead to underestimation of genetic heterozygosity and inflated estimates of inbreeding. Amphibia-Reptilia.
- Bülow, B., Geiger, A., Schlüpmann, M. (2011): Moorfrosch – *Rana arvalis*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. Laurenti Verlag, Bielefeld. 1. Aufl.
- Clausnitzer, H. J. (1979): Durch Umwelteinflüsse gestörte Entwicklung beim Laich des Moorfrosches (*Rana arvalis* L.). Beitr. Naturk. Niedersachsens 32, 68-78.
- Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., Kopecký, O. (2012): Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. Ecol. Eng. 43, 5–12.
- Feldmann, R. (1977): Sekundäre Lebensräume und ihre Bedeutung als ökologische Ausgleichsflächen. Natur- und Landschaftskunde in Westfalen 13, 117-122.
- Fominykh, A. (2008): An experimental study on the effect of alkaline water pH on the dynamics of amphibian larval development. Russ. J. Ecol. 39 (2), 145–147.
- Freda, J., McDonald, D. G. (1990): Effects of aluminum on the leopard frog, *Rana pipiens*: Life stage comparisons and aluminum uptake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 (1), 210-216.
- Freda, J., Sadinski, W., Dunson, W. (1991): Long term monitoring of amphibian populations with respect to the effects of acidic deposition. Water Air Soil Pollut. 55, 445–462.
- Grosse, W.-R., Seyring, M. (2015a): Kreuzkröte – *Epidalea calamita* (Laurenti, 1768). Ber. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2015 (4), 245–268.
- Grosse, W.-R., Seyring, M. (2015b): Wechselkröte – *Bufo viridis* (Laurenti, 1768). Ber. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2015 (4), 269–290.
- Kettermann, M., Fartmann, T. (2023): Quarry ponds are hotspots of amphibian species richness. Ecol. Eng. 190, 106935.
- Köbele, C. (2015): Praxistipps aus dem Artenhilfsprojekt Wechselkröte. Feldherp. Mag. 2015 (3), 3–9.
- Lampert, W., Sommer, U. (1999). Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2. Aufl.
- Landeck, I., Kirmer, A., Hildmann, C., Schlenstedt, J., (2017): Arten und Lebensräume der Bergbaufolgelandschaften: Chancen der Braunkohlesanierung für den Naturschutz im Osten Deutschlands, Shaker, Aachen, 1. Aufl.
- Leuven, R., den Hartog, C., Christiaans, M. M. C., Heijligers, W. H. C. (1986): Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. Experientia 42 (5), 495–503.
- Lippuner, M. (2013): Neue Methoden zur Förderung der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und deren Anwendung in der Schweiz. Z. Feldherpetol. 20 (Oktober), 155–169.

- LMBV (2017): In-Lake-Neutralisation von Bergbaufolgeseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlerevier: Aktueller Stand und Bewertung der technischen Entwicklung. Berichte der LMBV, abrufbar unter <https://www.lmbv.de/medium/in-lake-neutralisation-von-bergbaufolgeseen/>.
- Meisterhans, K., Heusser, H. (1970): Amphibien & ihre Lebensräume. Gefährdung- Forschung- Schutz. – Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen, Flugblatt S. II, 20 S.
- Mermod, M., S. Zumbach, Aebischer, A., Leu, T., M. Lippuner, J., B. Schmidt (2010): Praxismerkblatt Artenschutz Kreuzkröte (*Epidalea calamita*). Neuchâtel (Karch).
- Meyer, E., Franklin, C., Cramp, R. (2021): Physiological and morphological correlates of extreme acid tolerance in larvae of the acidophilic amphibian *Litoria cooloolensis*. J. Comp. Physiol. B. 191 (1), 159–171.
- Okada, Y., Miyamoto, T., & Sato, T. (1994): Activation of a cation conductance by acetic acid in taste cells isolated from the bullfrog. J. Exp. Biol. 187 (1), 19-32.
- Pattison, L. A., Callejo, G., St John Smith, E. (2019): Evolution of acid nociception: ion channels and receptors for detecting acid. Philos. Trans. R. Soc. B. 374(1785), 20190291.
- Relyea, R. (2006): The effects of pesticides, pH, and predatory stress on amphibians under mesocosm conditions. Ecotoxicology 15 (6), 503–511.
- Rodrigues, G., Scharf, B. (2001): Review of benthic invertebrate fauna in extremely acidic environments (pH ≤ 3). IMWA 20 (3), 114–121.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020): Rote Liste der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Amphibien. Natursch. Biol. Vielfalt. 170 (4), 86 P.
- Pro Natura (2014): Temporäre Gewässer für gefährdete Amphibien schaffen Leitfaden für die Praxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 35.
- Sadinski, W., Dunson, W. (1992): A multilevel study of effects of low pH on amphibians of temporary ponds. J. Herpetol. 26 (4), 413–422.
- Schmidt, B., Zumbach, S., Tobler, U., Lippuner, M. (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. Z. Feldherpetol. 22 (Oktober), 137–150.
- Schöpke, R. (1999): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern - Dissertation. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 2, Lehrstuhl Wassertechnik der Techn. Univ. Cottbus.
- Schorr, M., Dyson, M., Nelson, C., van Horn, G., Collins, D., Richards, S. (2013): Effects of stream acidification on lotic salamander assemblages in a coal-mined watershed in the Cumberland Plateau. J. Freshwater Ecol. 28 (3), 339–353.
- Selleng, M., Koppitz, C., Barth, B., Fox, O., Richter, K. (2020): Bedeutung anthropogener Rohbodenstandorte des Lockergesteinsabbau für Amphibien, im Vergleich mit Kieshegerstrukturen einer naturnahen Flussauenlandschaft im Einzugsgebiet der Vereinigten Mulde. Jahresschr. Feldherpetol. Ichthyofaunist. Sachsen 21, 84–96.
- Sinsch, U. (2009): *Bufo calamita* Laurenti, 1768 – Kreuzkröte, (Hylidae, Bufonidae) In: Grossenbacher, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Aula-Verl., Wiebelsheim, 339–443.
- Skei, J., Dolmen, D. (2006): Effects of pH, aluminium, and soft water on larvae of the amphibians *Bufo bufo* and *Triturus vulgaris*. Can. J. Zool. 84 (11), 1668–1677.

- Sparling, D. W. (2009): Water-quality criteria for amphibians. In: Dodd, C. K. (Hrsg.): Amphibian ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford England, New York, 1. Aufl.
- Spitz, K., Trudinger, J. (2019): Mining and the environment – From ore to metal. CRC Press, Boca Raton, 2. Aufl.
- Spyra, A., Cieplik, A., Kaszyca-Taszakowska, N. (2023): From extremely acidic to alkaline: Aquatic invertebrates in forest mining lakes under the pressure of acidification. *Int. Rev. Hydrobiol.* 108, 5–16.
- Stevens, V., Baguette, M. (2008): Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered natterjack toads. *Conserv. Biol.* 22 (5), 1194–1204.
- Strijbosch, H. (1979): Habitat Selection of Amphibians during Their Aquatic Phase. *Oikos* 33 (3), 363–372.
- Tischew, S. (2009): Renaturierung von Tagebaufolgeflächen. In: Zerbe, S., Wiegand, G., (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 1. Aufl.
- Vences, M., Glaw, F., Franzen, M. (2003): Perspektiven für den kostengünstigen Erhalt von Lebensräumen in Abgrabungen und ihre Bedeutung für die Wechselkröte (*Bufo viridis*). *Mertensiella* 14, 316–327.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., Smolová, D., Kopecký, O., Kadlec, T., Knapp, M. (2016): Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecol. Eng.* 90, 278–284.
- Zahn, A., Pellkofer, B., Späth, J. (2020): Stirb langsam? Aussterbevorgänge bei Wechselkröte (*Bufo viridis*) und Kreuzkröte (*Epidalea calamita*). *Z. Feldherpetol.* 27 (Oktober), 229–238.