Salzverträglichkeit von Libellen und Amphibien und ihre Bedeutung für die Revitalisierung der salzbelasteten unteren Werra-Aue

Sylvia Huber, Ulrich Braukmann & Claus Neubeck

Zusammenfassung

Libellen und Amphibien werden exemplarisch für das Schutzgut Fauna als Gegenstand der Erhaltungs- und Entwicklungsziele der FFH-Richtlinie und bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) angesehen, da sich besonders artenreiche Vorkommen dieser faunistischen Gruppen vorrangig in naturnahen Auen finden.
Wegen des Rückgangs der Salzbelastung in den 1990er Jahren in der unteren Werra durch den Kalibergbau sind die Erfolgsaussichten für Maßnahmen zur Strukturverbesserung an der Werra und in ihrer Aue gestiegen und können einen wichtigen Beitrag zur ökologischen Aufwertung leisten.
Umfangreiche Literaturauswertungen zur Salztoleranz von Libellen und Amphibien sowie die aktuelle chemische Beschaffenheit der Gewässer in der Werra-Aue lassen die Einschätzung zu, dass sich der Großteil der heimischen Libellen- und Amphibienarten in der unteren Werra-Aue bei Vorhandensein geeigneter Habitate vermehren könnte.

Lageplan untere Werra mit Einzugsgebieten (nach FGG Weser 2008).

Einleitung

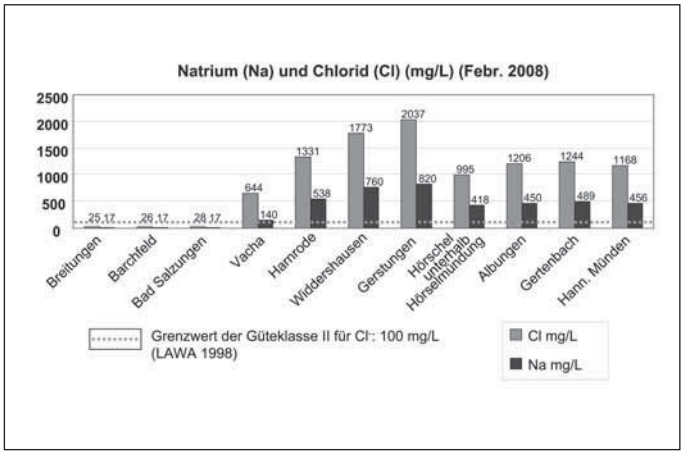
Der ökologische Zustand der unteren Werra wird gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als „schlecht" bewertet (Braukmann & Hübner 2004). Ein zentrales, aber nicht das einzige Hindernis auf dem Weg zum „guten ökologischen Zustand" stellt die anthropogene Salzbelastung dar (vgl. Dietrich & Schumann 2006). Die strukturelle Verarmung und weitgehende Degradierung der Werra und ihrer Aue sind weitere wesentliche Probleme. Dies wird u. a. durch die Strukturgütekartierung des Landes Hessen deutlich: Die untere Werra weist eine überwiegend stark bis sehr stark veränderte Gewässerstruktur auf (Hmuelv 1999). Morphologisch wirksame Maßnahmen zur Entwicklung der Gewässer- und Auenstrukturen, als wesentlicher Grundlage der Lebensraum- und Artenvielfalt naturnaher Auen, sind daher für eine Revitalisierung der Werra ebenso notwendig, wie eine weitergehende deutliche Verringerung der Salzfracht.

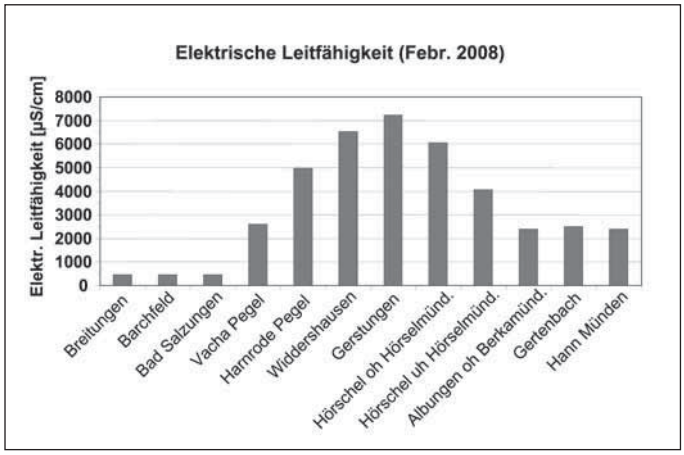
Salzbelastung der Werra

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts leitete die Kaliindustrie die ersten Salzabwässer in die Werra ein (Hübner 2007). Von 1913 an wurden für die erlaubte Salzbelastung der Werra mehrfach immer höhere Grenzwerte festgelegt. Zur Zeit gelten als Grenzwert für Chlorid 2.500 mg/l und für die Wasserhärte 90° deutscher Härte (dH; 5,6° dH = 1 mmol/l). Die heutigen genehmigten Einleitungen orientieren sich an diesen Werten. Der Chloridgehalt des Nordseewassers liegt bei 1.900 mg/l. Seit Beginn der 1990er Jahre hat sich durch die Reduktion der Salzbelastung die ökologische Situation der Werra verbessert. Da die genannten Grenzwerte für viele anspruchsvolle Süßwassertiere aber immer noch deutlich zu hoch sind, nimmt die Werra wegen der Salzbelastung im Gebiet des hessisch-thüringischen Kalireviers zwischen Vacha und Gerstungen bis heute eine besondere Stellung unter den Flüssen in Deutschland ein. Sie unterscheidet sich im salzbelasteten Abschnitt in ihrem biologischen Besiedlungsbild grundlegend von vergleichbaren Fließgewässern in den zentralen Mittelgebirgen Deutschlands, nicht jedoch in ihrem unbelasteten Abschnitt oberhalb der ersten Salzeintritte. Deshalb ist zur weiteren Verbesserung der Wasserqualität der unteren Werra eine erhebliche Verringerung der bestehenden Grenzwerte für die Salzbelastung zu fordern, die sich an den chemischen Gegebenheiten oberhalb der Salzeinleitung orientieren sollte.

Chemische und biologische Beschaffenheit der Werra

Zur Bewertung des gegenwärtigen Belastungszustandes der Werra wurden 2008 an 11 bzw. 4 Abschnitten chemische und biologische Untersuchungen im Längsverlauf der Werra vorgenommen. Die Einschätzung der Salzbelastung erfolgte durch den Vergleich der nicht salzbelasteten Werra oberhalb der ersten Salzein-





Elektrische Leitfähigkeit, Natrium- und Chlorid-Gehalte in der unteren Werra

tritte mit der salzbelasteten unteren Werra bis zu ihrem Zusammenfluss mit der Fulda in Hann. Münden.

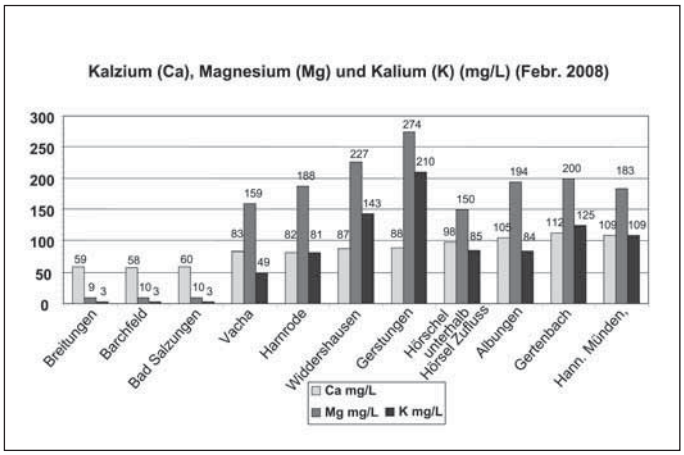
Das Ergebnis zeigt deutlich die Veränderung im Chemismus der Werra in ihrem Längsverlauf. Durch die direkte Einleitung salzhaltiger Abwässer und den diffusen Eintritt extrem harter Salzlauge mit der 10-fachen Salzkonzentration des Nordseewassers in den Fluss nimmt der Chloridgehalt der Werra von rund 25 mg/l bei Barchfeld auf 2037 mg/l bei Gerstungen um das etwa 80-fache, der Natriumgehalt von ca. 17 mg/l auf 820 mg/l um das rund 50-fache zu (Abbildung oben links). Dieser Anstieg des Salzgehalts wird von zahlreichen Süßwasserorganismen nicht toleriert.

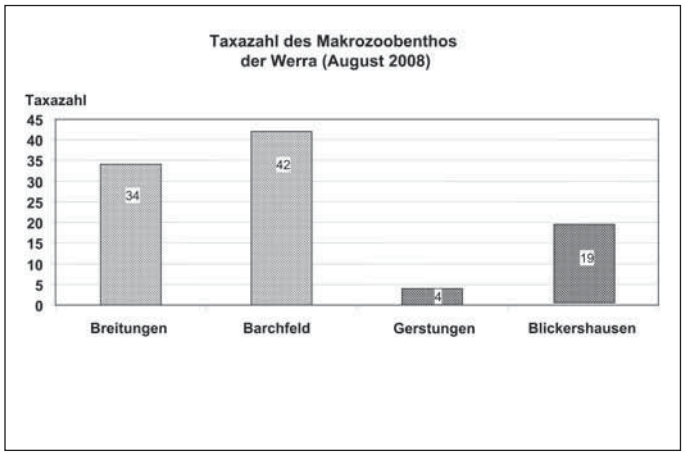
Auch die im Gelände leicht messbare Größe der elektrischen Leitfähigkeit liefert als Maß für alle im Wasser gelösten Ionen ein eindeutiges Bild über die drastischen Veränderungen im Elektrolytgehalt der Werra (Abbildung oben rechts).

Ein ähnliches Bild zeigt die Darstellung der physiologisch wirksamen Salzkomponenten Kalzium, Magnesium und Kalium im Verlauf der Werra (Abbildung unten links).

Das natürliche, für Süßwasserflüsse charakteristische Verhältnis zwischen Kalzium, Magnesium und Kalium kehrt sich ab Vacha um. Studien zur physiologischen Wirkung dieser drei Salzkomponenten, z. B. Schmitz et al. (1967) oder Koop (1994), belegen, dass ein überhöhter Gehalt an Magnesium und vor allem Kalium auf typische Süßwasserorganismen schädigend bis letal wirkt.

Oberhalb der ersten Salzbelastungen wird die Werra von einer artenreichen aquatischen Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos besiedelt, die den Verhältnissen eines nicht salzbelasteten größeren Mittelgebirgsflusses entspricht. Hier kommen alle für einen typischen Süßwasserfluss charakteristischen Organismengruppen wie Mollusken, Gammariden, Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren, Coleopteren und Dipteren in einem ausgewogenen Verhältnis vor. So wurden 14 überwiegend flusstypische, teilweise sehr seltene Rote Liste-Arten gefunden, z. B. *Brachyptera braueri*, eine in Deutschland vom Aussterben bedrohte Steinfliegenart, zahlreiche Larven der Köcherfliege *Brachycentrus subnubilus* Braukmann & Hübner (2004), Hübner (2007). Im Gegensatz dazu ist die Lebensgemeinschaft der salzbelasteten unteren Werra im Bereich der maximalen Salzkonzentration extrem artenarm und verfremdet. Sie wird im Wesentlichen von zwei sehr salztoleranten neozoischen Arten, *Gammarus tigrinus* (Getigerter Flohkrebs) und *Potamopyrgus antipodarum* (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke), dominiert. Alle übrigen Tierarten kommen in der Regel nur in geringer Individuenzahl, meist unterhalb von Zuflüssen vor. Aktuelle Untersuchungen vom August 2008 ergaben das in Abbildung unten rechts dargestellte Bild. Es ist ein drastischer Einbruch der Taxa-





Kalzium-, Magnesium- und Kalium-Gehalt (Februar 2008) sowie Taxazahl des Makrozoobenthos unterschiedlich salzbelasteter Abschnitte der unteren Werra (August 2008).

Tabelle: Leitfähigkeit (LF) und Salinität einiger Baggerseen und der Werra in der unteren Werra-Aue im zeitlichen Vergleich.

Gewässer	Entfernung von der Werra (m)	Periodisch überflutet	Größe [ha]	LF 1988 [µS/cm]	LF 1994 [µS/cm]	LF 2006 [µS/cm]	Salinität 2006 [‰]
Werra				13.840	6.530	5.150	3,11
Angelsee Witzenhausen	20	ja	1,05	3.570	1.580	2.250	1,53
See Freudenthal, westl.	25	ja	7,69	1.760	1.180	1.339	0,95
See Freudenthal, östl.	39	selten	12,00	3.120	1.600	1.207	0,98
Bei Wendershausen	295	nein	0,97	790	740	580	0,67

zahlen bei Gerstungen (Salzmaximum) und flussabwärts ein Anstieg, hervorgerufen durch Verdünnung durch Zuflüsse und seitlich zutretendes Grundwasser, erkennbar.

Eine Bewertung des ökologischen Zustands der Werra aufgrund der dargestellten chemischen und biologischen Parameter gemäß den Kriterien der WRRL (5 Klassen; Klasse 1 = „sehr gut" bis Klasse 5 = „schlecht") ergibt für die untere, salzbelastete Werra einen schlechten Zustand = Klasse 5. Wesentliche Ursache für diese Einstufung ist die Salzbelastung. Aber auch andere Belastungen wie z. B. durch kommunales Abwasser, Nährstoffe und strukturelle Defizite wie Ufer- und Sohlbefestigungen und eingeschränkte Durchgängigkeit tragen zu dieser negativen Einstufung der Werra bei.

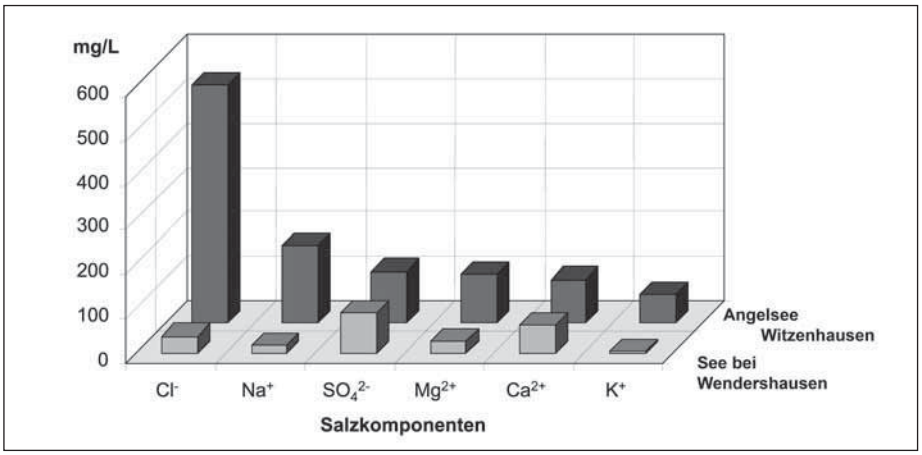
Gewässer der Werra-Aue

Die Aue der Werra mit ihren zahlreichen stehenden Gewässern wird durch Hochwasserereignisse und teils über das Grundwasser von der Salzfracht ebenfalls in Mitleidenschaft gezogen. Das Ausmaß der Salzbelastung der Aue ist relativ gut dokumentiert (Wolff & Schellert 1989b, Kahlert 1993, Schweers 1999). Wolff & Schellert (1989a) haben die meisten der Kiesteiche und Baggerseen sowie den Werra-Altarm bei Albungen in den Jahren 1986 bis 1988 chemisch beprobt. Darunter sind auch die Seen im FFH-Gebiet Freudenthal bei Witzenhausen, die durch Schweers et al. (1997) erneut untersucht wurden. Nach der Wende 1989/1990 und der damit verbundenen Schließung der thüringischen Werke (außer Unterbreizbach), ging die Salzbelastung um bis zu 50 % zurück. Auch die Belastung des Grundwassers und der angrenzenden Auengewässer hat deutlich abgenommen.

Seit 2001 wurden die bedeutendsten Stillgewässer der Werra-Aue vom Fachgebiet Gewässerökologie der Universität Kassel chemisch und biologisch untersucht. Die Tabelle zeigt eine Übersicht über die Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit und der Salinität in den letzten 20 Jahren in einigen ausgewählten Stillgewässern in der unteren Werra-Aue. Die Salinität wurde als Summe der Stoffmassenkonzentration der relevanten Salzkomponenten Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, PO_4^{3-} und NO_3^- berechnet.
Wie in der Abbildung auf der vorhergehenden Seite oben dargestellt, hat die Werra im Referenzabschnitt oberhalb der Salzeinleitung eine Leitfähigkeit zwischen 500 und 600 µS/cm und einen durchschnittlichen Salzgehalt von 0,4‰l (nach Hübner 2007). Anhand dieser Parameter ist die Belastung der in der Tabelle aufgeführten Gewässer der Werra-Aue, die vom Werrahochwasser betroffen sind, summarisch zu erkennen.

Seit dem Rückgang der Salzbelastung nach der Wende liegt die aktuelle Salinität der Seen und Teiche im unteren Werratal zwischen 0,2 und 1,6 ‰.
Aufgrund der Salzbelastung der Werra durch die hochkonzentrierten Endlaugen aus der Kaliindustrie weisen die im Wasser gelösten Ionen eine unnatürlich hohe Konzentration und stark abweichende Relation untereinander im Verhältnis zu unbelasteten Gewässern auf. Abbildung unten gibt die Unterschiede der ionalen Zusammensetzung des von Salz unbelasteten Sees bei Wendershausen und des belasteten Angelsees bei Witzenhausen wieder. Die Daten stammen aus dem Jahr 2006.

Sehr hartes Wasser hat eine Gesamthärte von > 3,8 mmol/l (entspricht > 21 °dH). Von Schweers et al. (1997) wurden an den in der Tabelle genannten Seen Werte bis 10,7 mmol/l ermittelt, für die Werra sogar 18 mmol/l. Magnesium, das in den Abwässern in großen Mengen enthalten ist, härtet das Wasser auf. Zusammen mit Kalium ist es für viele Süßwassertiere physiologisch hoch wirksam (Schmitz et al. 1967, Koop 1994). So kann bis heute maßgeblich wegen der stark überhöhten Mg^{2+}- und K^+- Konzentrationen die einheimische, ehemals werratypische Flohkrebsart *Gammarus pulex* in der salzbelasteten Werra nicht überleben. Gleiches gilt für alle Muscheln, die meisten Eintagsfliegen- und alle Steinfliegenarten.



Vergleich der ionalen Zusammensetzung zweier Seen in der Werra-Aue (August 2006).

Libellen, Amphibien und die Wasserrahmenrichtlinie

Weniger bekannt ist, wie die typische Tierwelt der Auen, z. B. Libellen und Amphibien, auf die Salzbelastung reagieren. Der Umstand der gestörten Ionenzusammensetzung im Bereich der Werra und in vielen ihrer Auengewässer erschwert die Ermittlung von Salztoleranzgrenzen der Libellen und Amphibien. Die in der Literatur genannten Werte beziehen sich meist auf Versuche, in denen die Tiere in Kochsalzlösung oder sogenannter „Ringer-Lösung" (einer der Körperflüssigkeit ähnlichen Lösung) gehalten wurden.

Im Fachgebiet Gewässerökologie / Gewässerentwicklung der Universität Kassel wurde mittels eigener Erhebungen sowie durch Recherche und Auswertung von Literatur-Daten ermittelt, ob und inwiefern Libellen und Amphibien von der Salzbelastung betroffen sind (Huber 2008).

Die WRRL verwendet den Begriff „Aue" nicht. Dennoch ist unstrittig, dass mehrere Abschnitte der Richtlinie einen deutlichen Bezug zu Flussauen haben: Schutz und Verbesserung des Zustandes der direkt von den aquatischen Ökosystemen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete sind ein zentrales Ziel der WRRL (Art. 1a). Die wasserbezogenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie zählen zu den grundlegenden Maßnahmen der WRRL (Art. 11, Abs. 3 a; Anh. VI A; Korn et al. 2005).

Die Spezialisierung zahlreicher Libellenarten „auf bestimmte Gewässertypen oder Gewässerstrukturen führt auch bei den Libellen dazu, dass ausgesprochen artenreiche Libellenvorkommen vorrangig in naturnahen Auen vorkommen, da nur hier auf engstem Raum sehr verschiedene Gewässertypen vorkommen [...]" (Korn et al. 2005). Insbesondere eine ausgeprägte Verlagerungsdynamik von Gewässern, die wenig beschattete Pionierstandorte schafft, ist günstig für Libellen, da die meisten Libellen an besonnte Bereiche gebunden sind.

Gelbbauchunke *Foto: H. Nicolay*

Potentieller Unkentümpel in der Werra-Aue bei Albungen *Foto: C. Neubeck*

Während Libellen als Larven zum Makrozoobenthos zählen und somit als Teil der biologischen Qualitätskomponenten in die Bewertung eingehen, sind Amphibien kein direkter Gegenstand der Regelungen der WRRL. Ihre Bedeutung für die Wasserrahmenrichtlinie rührt aus ihrem Status im Rahmen der FFH-Richtlinie:

- Gelbbauchunke und Kammmolch sind Arten des Anhanges II der FFH-Richtlinie. Ihre Lebensraumansprüche sind Gegenstand der Erhaltungs- und Entwicklungsziele und somit bei der Umsetzung der WRRL zu berücksichtigen (Art.4, Abs.1c).
- Von den 18 gewässergebundenen Amphibienarten, z. B. Kreuzkröte, Moor- oder Laubfrosch, sind 11 in Anhang IV der FFH-RL aufgeführt. Für sie ist (Art. 12) ein strenges Schutzsystem einzuführen.

Alle heimischen Libellen- und Amphibienarten sind nach der Bundesartenschutzverordnung zumindest „besonders geschützt", zehn Libellenarten sind darüber hinaus „streng geschützt". 5 Libellenarten sind im Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführt, 8 Arten im Anhang IV.

Alle Amphibienarten (mit Ausnahme des Alpensalamanders) kommen auch oder

sogar vorzugsweise in Flussauen vor (Kuhn et al. 2001). Auen stellen die Ursprungslebensräume dieser Artengruppe dar. Auch die Fliessgewässer selbst bieten unter Umständen manchen Amphibienarten Lebensraum: „Die Gewässer müssen aber einen hohen Grad an Naturnähe aufweisen. Das gilt vor allem für die Abfluss- und Geschiebedynamik sowie für die Gerinnebreite“ (Barandun & Indermaur 2006).

Es kann grob unterschieden werden zwischen Bewohnern permanent strukturreicher Stillgewässer – den Verlandungsbereichen der Auengewässer – und Arten der dynamischen Auenstandorte, periodisch stehender Gewässer, flacher, oft grundwassergespeister Tümpel. „Die Landlebensräume liegen in angrenzenden Feuchtgebieten. Die Amphibien sind damit wichtige Komponenten direkt vom Grundwasser abhängiger Landökosysteme; ihr Erhaltungszustand gibt Hinweise auf den Zustand dieser Ökosysteme und kann damit als ein Kriterium für den guten mengenmäßigen Zustand des Grundwassers gelten (Korn et al. 2005). Große, lang anhaltend überflutete Flachwasserbereiche im Frühjahr und Frühsommer sind ein besonderes Wertmerkmal der Auen für Amphibien. „Aufgrund der Ausstattung mit solchen Gewässern kann naturnahen, und selbst noch stark überformten Auen eine große Bedeutung für die Amphibienfauna zukommen“.

Blaugrüne Mosaikjungfer (Aeshna cyanea) *Foto: U. Braukmann*

Gebänderte Prachtlibelle (Calopteryx splendens) *Foto: U. Braukmann*

Salztoleranz von Libellen

Libellen haben während ihrer Entwicklung als Larve die gleiche Plasmakonzentration wie die Imago. Umgerechnet entspricht dies einer Salzkonzentration (NaCl) von 10,2 bis 11,6 ‰. Dies macht sie von vornherein resistenter als Amphibienlarven gegen erhöhte Salzgehalte im Wasser. Sie verfügen zudem über ein Organ, das der Osmoseregulation dient. Über die sogenannten rektalen Chloridepithelien, die sich im Enddarm befinden, können sie aktiv ihren Wasserhaushalt beeinflussen.

Larven der weit verbreiteten Blaugrünen Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) hielten im Versuch die Konzentration ihrer Körperflüssigkeit (Hämolymphe) bis zu einem Salzgehalt von 8,8 ‰ NaCl konstant. Bei Werten bis 17,6 ‰ NaCl erhöhten sie die körpereigene Konzentration parallel dazu (Schmitz & Komnick 1975). Bei höheren Werten stirbt die Larve dann allerdings durch unkontrollierte Wasseraufnahme (Corbet 1999).

Nicht alle Libellen können solch hohe Salzgehalte verkraften. In Europa gelten nur wenige Arten als salztolerant, wobei es sich dabei weniger um Spezialisten als um Arten handelt, die keine großen Ansprüche an die Brutgewässer stellen und sehr anpassungsfähig sind (Corbet 1999). Für die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) fand sich in Schulz & Bellstedt (2000) die höchste Toleranzangabe von umgerechnet nur ca. 5 ‰, obwohl dieser Art eine erhöhte Salztoleranz zugeschrieben wird. Es ist möglich, dass sie sich auch bei höheren Werten entwickeln kann, dazu wurden jedoch keine konkreten Angaben gefunden. *Aeshna cyanea* wird gemeinhin nicht zu diesen salztoleranten Arten gezählt, dennoch ertrug sie im Versuch Salzgehalte bis über 17 ‰ (Schmitz & Komnick 1975). Berenzina (2003) untersuchte die Artenvielfalt der

Wasserinsekten in Abhängigkeit vom Salzgehalt im Bereich des Wolga-Beckens. Bei Salzgehalten bis 2,2 ‰ überlebten alle untersuchten Wirbellosen ohne Schaden zu nehmen, danach stieg die Todesrate signifikant an.
Seit 2006 können auf flutenden Beständen von *Potamogeton pectinatus* in der salzbelasteten Werra im Sommer regelmäßig Imagines von *Calopteryx splendens* in kleineren Trupps beobachtet werden. Seit dieser Zeit wurden auch vereinzelte Larven in der Werra angetroffen – ein Indiz dafür, dass sich seit dem Rückgang der Salzimmissionen zu Beginn der 1990er Jahre diese Art allmählich zumindest auch wieder in den nicht maximal salzbelasteten Werra-Abschnitten im Umfeld von Witzenhausen bei Salinitätswerten von rund 3 ‰ zu etablieren beginnt, wenn auch in bedeutend geringeren Populationen als beispielsweise in der Fulda. Diese typische Flussart ist also wegen ihres Auftretens in der Werra als salztolerant zu bezeichnen.

Rufende Kreuzkröte *Foto: H. Nicolay*

Salztoleranz von Amphibien

Der Körper der meisten Amphibien besteht aus bis zu 80 % Wasser. Die Flüssigkeit in den Zellen (Cytoplasma) hat eine höhere Konzentration als die extrazelluläre Flüssigkeit (Plasma). Das Plasma ist mit 0,7-prozentiger Kochsalzlösung isotonisch (Bentley 1971) und höher konzentriert als Süßwasser, das maximal 0,5 ‰ Salz enthält. So wird Wasser über die sehr dünne Haut durch Osmose (ohne Energieaufwand) aufgenommen und ein Austrocknen verhindert. Überschüssiges Wasser wird vor allem über die Blase ausgeschieden, die, neben der Haut, den Nieren und dem Magen-Darm-Trakt, den Wasserhaushalt reguliert (Moore 1964). Da unter normalen Bedingungen stets ein Überschuss an Wasser besteht, fehlen unseren heimischen Amphibien Mechanismen, die einen lebensgefährlichen Wasserverlust vermeiden. Kann das optimale Druckverhältnis zwischen Zellflüssigkeit und Plasma nicht mehr aufrechterhalten werden, verlieren die Zellen Wasser und sterben ab.
Kleinere Konzentrationsschwankungen, die beispielsweise durch Regenfälle oder Trockenheit auftreten, können von den Tieren offenbar problemlos ausgeglichen werden.

Unter den heimischen Arten gelten die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und die Wechselkröte (*Pseudoepidalea viridis*) als bedingt salztolerant.
Wechselkröten sind in der Lage, die Konzentration ihres Plasmas durch Resorption von Harnstoff zu erhöhen. So ist es ihnen möglich, den osmotischen Druck bis zu einem gewissen Grad auszugleichen. Dies scheint allerdings mit einem erhöhten Sauerstoffbedarf einherzugehen (Katz 1973). Dieser Autor konnte adulte Tiere an Salzkonzentrationen von 14,6 ‰ (Winter) bis 23,4 ‰ (Sommer) gewöhnen. Eine erfolgreiche Reproduktion wurde bis maximal 3,6 ‰ beobachtet (Gislen & Kauri 1959).

Die vollständige Entwicklung der Kreuzkröte konnte bei einem erhöhten Salzgehalt von bis zu 6 ‰ nachgewiesen werden. Allerdings wurde dabei eine verzögerte Larvalentwicklung festgestellt, die bis zu 21 Tage ausmachte (Gomez-Mestre et al. 2003).
Die Kaulquappen der Kreuzkröte vertragen deutlich höhere Salinitäten als ihr Laich. Die Toleranzgrenze der Eier ist somit die entscheidende Größe für die Nutzbarkeit von potentiellen Laichgewässern (Sinsch 1998). Beebee (1985) konnte zeigen, dass Laich der Kreuzkröte bis zu einer Salinität von 4,2 ‰ (NaCl), Larven sogar bis 7 ‰ (NaCl) überlebten.

Im Bereich von 4 – 5 ‰ scheint die Kreuzkröte noch kaum Probleme zu haben. Sie reproduziert erfolgreich in Küstentümpeln an bzw. sogar in der Ostsee Andrén & Nilson (1985a, b), Gislen & Kauri (1959), Beebee et al. (1993).
Die Beobachtungen von Mey & Schmidt (2002) bestätigen die Salztoleranz der Art auch unter der von natürlichen marinen Bedingungen abweichenden Ionenzusammensetzung der Werra: 1992 wurden im Bereich der ehemaligen Kali-Seilbahn bei Dorndorf in stark salzbelastetem Gelände in mehreren Pfützen und Gräben mit Halophytenvegetation Laich und Larven gefunden. Selbst in Pfützen auf einer Aschenhalde bei Merkers wurden 2001 Laich und Larven gefunden. Allerdings liegen hier keine Angaben zum weiteren Überleben der Larven oder Messwerte vor. Auch bezüglich anderer chemischer Faktoren (Härte, Nährstoffgehalt, Leitfähigkeit) scheint sie recht anpassungsfähig zu sein. Erst pH-Werte < 4 wirken entwicklungshemmend (Beebee 1990).
Eine salzbedingt verzögerte Larvalentwicklung kann für Pionierarten wie Kreuzkröte und Gelbbauchunke problematisch sein, da ihre Laichgewässer – flache Temporärgewässer – schnell austrocknen.

Gelbbauchunken (*Bombina variegata*) scheinen in Bezug auf organische Verunreinigungen des Wassers „nicht allzu empfindlich zu sein, sie können sich auch in eutrophierten Gewässern erfolgreich fortpflanzen. Ein Salzgehalt von bis zu 1 % NaCl wird toleriert (Polushina 1973), der pH-Wert der besiedelten Gewässer kann 5,3 – 9,5 betragen (...), die Härte 2 – 6 d° (Niekisch 1990) (Gollmann & Gollmann 2002).
Beobachtungen aus den ukrainischen Karpaten bestätigen dies und weisen auf höhere Ansprüche bezüglich der Wasserqualität seitens der Rotbauchunke (Bombina bombina) hin. Die Gelbbauchunke "can live in water bodies […] with a high degree of salinity" und kommt sogar in Mineralquellen vor (Zoological Museum Kiew 2005).
Auch bei dieser Art deutet das noch verbreitete Vorkommen in der Werra-Aue oberhalb Treffurt (Mey & Schmidt 2002) auf eine Verträglichkeit der bei Hochwasser verdünnt in die Aue eingetragenen Salzkonzentrationen des Werrawassers mit ihrer speziellen Ionenkonzentration hin.

Für andere Arten fehlen meist konkrete Angaben. Frisch geschlüpfte Larven der heimischen Frösche sollten eine Plasmakonzentration von umgerechnet 2,9 bis 3,6 ‰ aufweisen (Ackrill et al. 1969, Katz 1975). Sofern dieser Salzgehalt nicht überschritten wird, sollte eine Entwicklung möglich sein. In den fünf Tagen nach der Befruchtung, in denen die Plasmakonzentration des Laichs von Süßwasserniveau auf die Hälfte des endgültigen Wertes ansteigt, scheint das Ei durch die Gallerthülle kurzfristig vor erhöhter Salinität geschützt zu sein, wie Funde von sich entwickelndem Laich in Lothringer Seen mit ca. 4 ‰ belegen (Florentin 1899).
Die Plasmakonzentration von Wechselkröten liegt höher als bei Fröschen (Katz & Bensasson 1984) und würde somit die höhere Toleranz erklären. Für Molche werden ähnliche Angaben gemacht. Die Toleranzgrenze liegt nach Wallace (1991) für Kammmolche (*Triturus cristatus*) bei 0,7 bis 4 ‰. Bei diesen Werten findet die Entwicklung vollständig, aber zunehmend verzögert statt. Danach ist sie unvollständig und ab 7 ‰ starben die Larven. Teichmolche (*Lissotriton vulgaris*) entwickelten sich bis 4,7 ‰ vollständig.

Auen-Revitalisierungsmaßnahmen

Wesentlich für den nachhaltigen Erfolg von Auenrevitalisierungsmaßnahmen für Libellen und Amphibien ist

- die Wiederherstellung einer Verlagerungsdynamik, Abfluss- und Geschiebedynamik der Gewässer sowie eine naturnahe Gerinnebreite, die eine ausreichende Ausstattung der Aue mit unterschiedlichen Gewässertypen und insbesondere eine regelmäßige Neuentstehung von Pionierstrukturen ermöglicht,
- ein ausreichend naturnaher Wasserhaushalt bezüglich Überflutungsdauer, -häufigkeit und Grundwasserflurabstand, der für Entstehung und Erhalt der Larvalgewässer notwendig ist.

Als Beispiel mögen der Obermain und die Oberweser dienen, wo seit 1991 zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Die Maßnahmen führten zur deutlichen Zunahme der Verbreitung für naturnahe Fließgewässer typischer und vorher z. T. sehr seltener Arten (Gerken et al. 2002, Schlumprecht et al. 2004). An der unteren Werra kommt als zusätzliche Bedingung für den nachhaltigen Erfolg von Maßnahmen eine ausreichende Salztoleranz der Organismen hinzu.
Die genannten Untersuchungen und Beobachtungen lassen die Einschätzung zu, dass der Großteil unserer heimischen Amphibien- und Libellenarten bei Salzgehalten von 2 bis 3 ‰ keine oder nur geringe Probleme bei der Entwicklung haben sollte. Die meisten Seen und Teiche in der unteren Werra-Aue weisen heute selten mehr als 1 ‰ Salzgehalt auf. Sogar in der Werra selbst könnte inzwischen eine erfolgreiche Reproduktion vieler Arten stattfinden. Für Arten wie Gelbbauchunke und Kreuzkröte, die Temporärgewässer zur Fortpflanzung nutzen, könnte es an der Werra problematisch werden, wenn eine salzbedingt verzögerte Larvalentwicklung eine ausbaubedingt unnatürliche Überflutungsdauer und ein zu tiefer Grundwasserspiegel in der Aue zusammentreffen.
Regelmäßige Messungen in Auentümpeln der Werra (Neubeck 2008) lassen den Schluss zu, dass Regenwasser und Grundwasserzustrom regelmäßig und relativ schnell zu einem „Aussüßen" der von der Werra überfluteten Auenkleingewässer nach Hochwasserereignissen führt. Ein tiefliegender Renaturierungstümpel bei Albungen (Entfernung zur Werra: 20 m) zeigte bei extrem niedrigem Wasserstand im Oktober 2008 eine Leitfähigkeit von 1.900 µS / cm (Werra: 4.300 µS / cm). Die Salinität darf hier zwischen 1 – 2 ‰ vermutet werden. Den Sommer über wies er ähnliche, oft niedrigere Werte als die benachbarte Berka (ein Carbonatbach) auf. Die meisten Temporärgewässer in der Aue liegen jedoch nicht derart tief. Unklar bleibt, wie sich die unnatürliche Ionenzusammensetzung der Werra auf die Amphibien und Libellen auswirkt.

Eine Beschränkung lediglich auf Flächenbereitstellung und auf Maßnahmen für die rein aquatischen Qualitätskomponenten bei der Umsetzung der anstehenden WRRL-Maßnahmenprogramme würde die Ziele der WRRL gemäß Artikel 1 a (von den aquatischen Ökosystemen abhängige Landökosysteme und Feuchtgebiete) und die wasserbezogenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie (Art. 4 und 11 der WRRL) ausblenden.
Auch falls „eine beträchtliche Reduzierung der Salzbelastung nicht möglich sein sollte [...]" ist „eine deutliche Verbesserung der hydromorphologischen Gesamtsituation in der Werra notwendig" (Hlug 2007). Dies gilt nicht nur für die flusstypische Fauna (Fischnährtiere und Fische), die bei gleichbleibender Salzbelastung einen guten ökologischen Zustand noch nicht anzeigen kann, sondern vor allem auch für die FFH-relevanten auentypischen Amphibien und Libellen, die bereits heute von Revitalisierungsmaßnahmen profitieren können. „Mögliche und geeignete Maßnahmen", wie sie in den aktuellen Entwürfen zum WRRL-Maßnahmenprogramm Werra-Wehre-Ulster vorgeschlagen werden (Hlug 2008), sollten eingehend geprüft und eventuell erweitert werden. Der

Die Werra-Aue bei Witzenhausen bei einem statistisch 4-jährigen Hochwasser (HQ4), April 2006 *Foto: C. Neubeck*

ökologischen Wirksamkeit, zumindest für die beiden exemplarisch behandelten Artengruppen, kann auch angesichts der gegenwärtigen Salzbelastung eine positive Prognose gestellt werden.

Die Anforderungen zur Umsetzung der Konvention über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) sowie die wachsende Bedeutung naturnaher Auen für die Pufferung der Folgen des beginnenden Klimawandels sind weitere Faktoren, die die Notwendigkeit einer umfassenden morphologischen Revitalisierung der Werra-Aue unterstreichen.

Die Autoren danken Herrn Harald Nicolay (Hann. Münden) für das Zurverfügungstellen von Abbildungen.

Literatur

Braukmann, U. & Hübner, G. 2004: Gewässerökologische Forschung an der Werra und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. – Jahrb. Naturschutz Hessen Bd. 8: 17 – 30. Niedenstein.

Huber, S. 2008: Salzbelastung und Salzverträglichkeit von Amphibien und Libellen in der Werraaue von Bad Salzungen bis Hann. Münden. – Diplomarbeit (I) im Fachber. Gewässerökologie Universität Kassel, Witzenhausen, unveröff.

Hübner, G. 2007: Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse. – Dissertation Universität Kassel, Fachbereich Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung, Ökologie und Umweltsicherung, Witzenhausen 27 / 2007: 303 S.

Korn, N., Jessel, B., Hasch, B., Mühlinghaus, R. 2005: Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 27. Bonn.

Neubeck, C. 2008: Wasserqualitätsmessungen in Auengewässern der unteren Werra, 2007 – 2008. – Unveröff.

Schweers, W. 1999: Strömungsgeschehen, Stoffhaushalt und Gewässergüte im Auenbereich eines salzbelasteten Fließgewässers: Fallstudie eines Naturschutzgebiets im unteren Werratal. – Dissertation, Universität Kassel. Ökologie und Umweltsicherung 17. Witzenhausen.

Zum Literaturverzeichnis im Internet s. S. 180

Kontakt

Dipl.-Ing. Sylvia Huber
E-Mail: sylvia_huber@web.de

Prof. Dr. Ulrich Braukmann
und
Dipl.-Ing. Claus Neubeck
Universität Kassel
FB Architektur, Stadt-, Landschaftsplanung; FG Gewässerökologie / Gewässerentwicklung
Nordbahnhofstraße 1a
37213 Witzenhausen
E-Mail: u.braukmann@uni-kassel.de
E-Mail: neubeck@asl.uni-kassel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Jahrbuch Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 2012

Band/Volume: 14

Autor(en)/Author(s): Huber Silvia, Braukmann Ulrich, Neubeck Claus

Artikel/Article: Salzverträglichkeit von Libellen und Amphibien und ihre Bedeutung für die Revitalisierung der salzbelasteten unteren Werra-Aue 74-81