

Die Salamanderpest und ihr Erreger *Batrachochytrium salamandrivorans* (*Bsal*): aktueller Stand in Deutschland

Lutz Dalbeck¹, Heidrun Düssel-Siebert¹, Alexander Kerres², Kai Kirst³, Andreas Koch³, Stefan Lötters⁴, Dagmar Ohlhoff³, Joana Sabino-Pinto⁵, Kathleen Preißler⁵, Ulrich Schulte⁴, Vanessa Schulz⁵, Sebastian Steinfartz⁵, Michael Veith⁴, Miguel Vences⁵, Norman Wagner⁴ & Josef Wegge³

¹Biologische Station im Kreis Düren e.V., Zerkaller Str. 5, D-52385 Nideggen, info@biostation-dueren.de;

²BUND Landesverband Nordrhein-Westfalen e.V., Merowingerstr. 88, D-40225 Düsseldorf;

³Biologische Station StädteRegion Aachen, Zweifaller Str. 162, D-52224 Stolberg/Rheinland;

⁴Biogeographie Universität Trier, Universitätsring 15, D-54296 Trier;

⁵Technische Universität Braunschweig, Zoologisches Institut, Mendelssohnstr. 4, D-38106 Braunschweig

The salamander plague and its pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* (*Bsal*): current status in Germany

The emergence of the chytrid fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* (*Bsal*) represents a dramatic new threat to European amphibians. This skin pathogen causes skin lesions and ulcerations in European salamanders, eventually causing their death. *Bsal* first emerged in the Netherlands and Belgium where it caused mass mortality in populations of fire salamanders (*Salamandra salamandra*). As the affected sites were situated at less than 10 km distance from the German border, the occurrence of the pathogen was also to be expected in the adjacent Eifel region in Germany. Monitoring work to elucidate the possible occurrence of *Bsal* in Germany was started in 2014 by the universities of Trier and Braunschweig, along with the Biological Stations in Düren and Aachen. Salamanders and newts were systematically swabbed and screened for *Bsal* in the Northern (in the state of North Rhine-Westphalia, NRW) and Southern Eifel (Rhineland-Palatinate, RP). The sampling was complemented by 186 fire salamander swabs from other parts of NRW, Lower Saxony and Thuringia. While *Bsal* could not yet be detected in 2014, positive individuals were found at no less than four sites in the Northern Eifel in 2015. This number increased in the Northern Eifel to ten in 2017, distributed over almost the entire study region. At three further sites with formerly large fire salamander populations, almost no individuals could be observed in the study period, providing evidence for drastic declines. Besides fire salamanders, *Bsal*-infected individuals were also found for all newt species in the Northern Eifel and adjacent areas north of it (*Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Triturus cristatus*), partly in sites outside of the range of fire salamanders. In the Southern Eifel, no *Bsal*-positives were detected, but at numerous sites where fire salamander populations had been recorded in the 1990s, neither adults nor larvae could be found. Furthermore, in 2017, a second outbreak was confirmed around the city of Essen (in NRW, but > 70 km from the Eifel), including massive fire salamander mortality events, and it is unknown how the pathogen has reached this area. Clearly *Bsal* is on its way to become one of strongest and most imminent threats to the amphibian diversity of Europe. By expected range expansions from its current nuclei in the Netherlands, Belgium and Germany, but also driven by amphibian imports from its probable native range in Asia, this fungus might well

push numerous populations and even species of newts and salamanders Europe-wide over the brink to extinction. To avoid such range expansions to be further expedited, field biologists are urged to keep to recommended hygiene standards, and to consider the danger of spreading this pathogen when translocating or re-introducing amphibians. We also call for immediate implementation of a better regulation of the amphibian trade, specifically for Germany, in order to ensure adequate quarantine, screening and treatment of imported amphibians.

Key words: Global amphibian decline, Amphibia, Caudata, Germany, *Salamandra salamandra*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *L. helveticus*.

Zusammenfassung

Mit dem Auftreten der Salamanderpest, verursacht durch einen für europäische Schwanzlurche tödlichen Chytridpilz, hat sich die Gefährdungssituation der Herpetofauna in Europa dramatisch verändert. Die ersten bekannten Ausbruchsherde in Belgien und den Niederlanden, an denen es zu Massensterben bei Feuersalamandern kam, liegen jeweils < 10 km von der deutschen Grenze entfernt; somit war damit zu rechnen, dass *Bsal* auch die angrenzende Eifel erreichen wird. Um die Situation auf deutscher Seite zu klären, begann eine Arbeitsgruppe bestehend aus der Biologischen Station StädteRegion Aachen, Universität Braunschweig, Biologischen Station Düren und der Universität Trier in 2014 systematische Untersuchungen an Feuersalamandern und Molchen in der Eifel in Nordrhein-Westfalen (Nordeifel) und Rheinland-Pfalz (Südeifel). Darüber hinaus analysierten wir 186 Feuersalamander aus anderen Gebieten in NRW sowie aus Niedersachsen und Thüringen. Während wir *Bsal* im Jahr 2014 noch nicht nachweisen konnten, waren in 2015 bereits vier Standorte in der Nordeifel betroffen. Bis 2017 stieg dort die Zahl auf zehn Standorte, die sich fast über das gesamte untersuchte Gebiet verteilen. An drei weiteren Standorten kam es zu massiven Bestandseinbrüchen. Neben Feuersalamandern wiesen wir das Pathogen in der Nordeifel und dem nördlich angrenzenden Kreis Heinsberg auch an Kamm-, Berg-, Teich- und Fadenmolchen nach, teilweise außerhalb des Verbreitungsgebiets des Feuersalamanders. In der Südeifel konnte *Bsal* bisher nicht nachgewiesen werden. Allerdings fanden wir hier an verschiedenen Stellen, an denen noch in den 1990er Jahren Vorkommen bekannt waren, weder Feuersalamander noch deren Larven. Ein weiterer *Bsal*-Nachweis erfolgte in 2017 im Raum Essen, einhergehend mit einer erheblichen Mortalität von Feuersalamandern. Damit wurde ein zweiter Ausbruchsherd in Deutschland weit abseits (> 70 km) der bekannten Befallsgebiete bekannt, wobei zurzeit unklar ist, wie das Pathogen dort hingekommen ist. *Bsal* entwickelt sich zu einer der ernsthaftesten Bedrohungen für die Amphibiendiversität Europas. Ausgehend von Deutschland, Belgien und den Niederlanden, aber auch durch den Amphibienimport aus den potenziellen Herkunftsgebieten in Südostasien, hat *Bsal* ein kaum zu überschätzendes Potenzial, Molch- und Salamander-Populationen großflächig an den Rand der Ausrottung zu bringen. Damit Feldherpetologen nicht zum Vektor dieser hochinfektiösen und tödlichen Amphibienkrankheit werden, ist es unbedingt nötig, empfohlene Hygienestandards einzuhalten. Auch bei Um- und Wiederansiedlungen muss die Gefahr einer ungewollten Verschleppung des Pathogens berücksichtigt werden. Für den Import von Amphibien aus den potenziellen Herkunftsgebieten von *Bsal* ist eine bundeseinheitliche Neuordnung des Amphibienhandels dringend notwendig.

Schlüsselbegriffe: Globales Amphibiensterben, Amphibia, Caudata, Deutschland, Feuersalamander, Bergmolch, Teichmolch, Fadenmolch.

Einleitung

Amphibien sind wie kaum eine andere Wirbeltiergruppe global bedroht. Mehr als ein Drittel der Arten stehen heute vor dem Aussterben oder sind bereits ausgestorben (Stuart et al. 2004, 2010, Wake & Vredenburg 2008, Murray et al. 2009). Neben der Zerstörung und Entwertung von Lebensräumen, dem Einsatz von Pestiziden sowie dem globalen Klimawandel spielen Infektionskrankheiten eine immer wesentlichere Rolle beim dramatischen Rückgang der Amphibien (Collins & Storfer 2003, Duffus & Cunningham 2010, Brühl et al. 2013). In Europa waren bis vor wenigen Jahren zwei Erregertypen, Ranaviren und der Chytridpilz *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*), als Auslöser krankheitsbedingter Massensterben bei Amphibien bekannt (Duffus & Cunningham 2010). Für beide Erreger wird angenommen, dass sie zumindest teilweise anthropogen verbreitet wurden (Böll 2015). Während Ranaviren in vielen Ländern, darunter auch in Deutschland, und bei zahlreichen Amphibienarten zu Massensterben geführt haben (z. B. Kik et al. 2011, Cunningham et al. 2015), ist *Bd* zwar in Deutschland und angrenzenden Ländern nachgewiesen. Anders, als in Spanien und den französischen Pyrenäen (Bosch et al. 2010) sind jedoch bislang keine Massensterben durch dieses Pathogen in Mitteleuropa bekannt geworden (Böll 2015).

Mit dem Auftreten eines vorher unbekanntes Pathogens, des Chytridpilzes *Batrachochytrium salamandrivorans* (*Bsal*, auch als Salamanderfresser oder Salamander-Chytridpilz bezeichnet), hat sich die Gefährdungssituation europäischer Amphibien völlig geändert (Martel et al. 2013, 2014, Spitzen-van der Sluijs et al. 2016). Erstmals hat ein Pathogen den Bestand einer Amphibienart, des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*), auf Ebene eines europäischen Staates (Niederlande), an den Rand des Aussterbens gebracht (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013). Angesichts des hochgradigen Schadenspotenzials dieser sich inzwischen epidemisch ausbreitenden Seuche, scheint es uns angebracht, in Anlehnung z. B. an die Krebspest von der Salamanderpest zu sprechen, auch wenn inzwischen klar ist, dass Molche ebenfalls von der Krankheit betroffen sind.

Da der bisher vermutete Ausbruchsherd in den Niederlanden unweit der deutschen Grenze liegt, war bereits 2013 zu befürchten, dass *Bsal* auch in Deutschland auftreten und zu Massensterben bei Amphibien führen wird. Um Klarheit zu schaffen, begann eine Arbeitsgruppe bestehend aus der Biologischen Station StädteRegion Aachen, Universität Braunschweig, Biologische Station Düren und der Universität Trier im Jahr 2014 ein Screening von Feuersalamander-Vorkommen in der Eifel, im deutsch-belgischen Grenzgebiet (Lötters et al. 2015). Während alle ca. 100 Hautabstriche aus dem Jahr 2014 noch negativ waren (Lötters et al. 2015), ist inzwischen durch weitere Untersuchungen aus den Jahren 2015–2017 klar, dass das Pathogen längst die Eifel erreicht hat. In Anbetracht der Verbreitung von *Bsal* geht es darum, wie sich das Pathogen weiter ausbreitet, wo es sich sonst noch in Deutschland befindet, wie es sich auf die Feuersalamanderbestände der Region auswirkt und schließlich, ob auch andere Schwanzlurcharten von der Krankheit betroffen sind.

Nachfolgend fassen wir den aktuellen Kenntnisstand zu *Bsal*, insbesondere für Deutschland zusammen und weisen auf Vorsichtsmaßnahmen hin, die nicht nur für Herpetologen, sondern auch für Naturschützer wichtig sind, um die weitere Ausbreitung dieses gefährlichen Pathogens durch den Menschen so gut wie möglich zu verhindern.

Erste Nachweise von *Bsal* in Europa

Niederlande, Belgien. In den Niederlanden lebt der Feuersalamander am Rande seines Areals nur in alten Laubwäldern des Hügellands in Zuid-Limburg nahe der deutschen und belgischen Grenze. Drei Populationen sind bekannt, davon eine große (Bunderbos) und zwei kleinere (Vijlenerbos und Putberg), von denen eine vom Menschen angesiedelt worden ist. Diese Vorkommen werden seit 1997 intensiv beobachtet und systematisch untersucht (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013).

Seit 2008 fielen den Beobachtern während der Frühjahrskontrollen immer häufiger erwachsene tote Feuersalamander auf, die im Wald offen herumlagen. Konnten zwischen 1997 und 2004 jährlich mindestens 100 bis fast 250 Feuersalamander beobachtet werden, ging die Zahl bis 2010 auf 71 Tiere zurück. Ab 2011 kam es zum weitgehenden Zusammenbruch der niederländischen Populationen und nur im größten der drei Vorkommen konnten noch einzelne Feuersalamander gefunden werden (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013, Bosman, Spitzen-van der Sluijs & Zollinger 2017). Damit ist der Salamander landesweit um 96 % zurückgegangen (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016) und muss in den Niederlanden als hochgradig vom Aussterben bedroht gelten (Bosman et al. 2017).

Zunächst standen die niederländischen Herpetologen vor einem Rätsel. Klar war, dass nur ein Gift oder eine schwere Krankheit einen derartigen Niedergang verursachen konnte, doch waren die Bemühungen, der Ursache auf die Spur zu kommen, zunächst erfolglos. Als Erstes stand der bekannte Chytridpilz *Bd*, sowie andere bekannte Amphibienkrankheiten in Verdacht, doch konnte keine dieser Krankheiten an den toten Salamandern nachgewiesen werden (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013).

Um ein völliges Aussterben des Feuersalamanders zu verhindern, haben die niederländischen Naturschützer ab Sommer 2012 versucht, jeden noch lebenden Salamander in den Niederlanden zu finden, um über ein Zuchtprogramm einen Bestand in Gefangenschaftshaltung (so genanntes „Ex-situ breeding“) aufzubauen (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013). Inzwischen (Stand 2016) befinden sich mehr als 100 Tiere aus den niederländischen Populationen in einem Erhaltungszuchtprogramm (Bosman et al. 2017).

Das Massensterben beim Feuersalamander breitete sich unterdessen weiter aus: In Belgien kam es erstmals in 2013 im Raum Eupen, ein Jahr später in Robertville zum Zusammenbruch von Feuersalamander-Populationen. An beiden Standorten gingen die Vorkommen innerhalb weniger Jahre in der Größenordnung von 95 % zurück (Martel et al. 2014, Stegen et al. 2017). In 2016 wurde *Bsal* unweit der französischen Grenze und damit weit abseits der bisher bekannten Stellen nachgewiesen (<http://www.ravon.nl/English/Research/Bsal/tabid/3820/Default.aspx>).

Das Pathogen *Bsal*

Im Jahr 2013 gelang es der Arbeitsgruppe um Frank Pasmans und An Martel an der Universität in Gent (Belgien) die Ursache für das dramatische Feuersalamandersterben zu klären: Es ist der bis zu diesem Zeitpunkt unbekannt Chytridpilz *Batrachochytrium salamandrivorans* (*Bsal*), der mit dem schon bekannten *Batrachochytrium dendroba-*



Abb. 1: *Bsal*-infizierter Feuersalamander mit den charakteristischen Haut-Läsionen. Foto: T. Rautenberg, Waldfriedhof Essen, 5.1.2018).

Fire salamander, infected with *Bsal* with characteristic skin lesions (city of Essen, North Rhine-Westphalia).

tidis (*Bd*) in die Gruppe der Chytridiomycota gehört (Martel et al. 2013). Eine *Bsal*-Infektion führt bei Salamandern zu oberflächlichen Läsionen, aber auch zu tiefgreifenden Geschwüren in der Haut, die sekundär von Bakterien besiedelt werden (Abb. 1). Infizierte Feuersalamander sterben schnell, oft innerhalb einer Woche (Martel et al. 2013, 2014, Stegen et al. 2017).

Zwar konnte *Bsal* auch auf Froschlurchen nachgewiesen werden, wo das Pathogen wochenlang überleben kann (z. B. auf der Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans*; Stegen et al. 2017), doch scheinen nur Schwanzlurche zu erkranken. Im Experiment starben 41 der 44 untersuchten westpaläarktischen Arten, mehrheitlich aus der Familie der Salamandriden, innerhalb kürzester Zeit, darunter auch der Nördliche Kammolch (*Triturus cristatus*) und der Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*). Der Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*) konnte im Labor nicht künstlich infiziert werden, allerdings wurden nur drei Individuen getestet (Martel et al. 2014). Molche aus Ostasien (Thailand, Vietnam, Japan) starben ebenfalls nicht, was darauf hindeutet, dass die Infektion aus Ostasien stammt (Martel et al. 2014). Auch Nachweise von *Bsal* auf Schwanzlurchen aus dem vietnamesischen Freiland (Laking et al. 2017) sowie auf in Vietnam wildlebenden, und auf nach Deutschland importierten, Hubei-Rotbauchunken, *Bombina microdeladigitata* (Ngujen et al. 2017) sprechen für diese Herkunft des Pathogens. Weder bei vietnamesischen Schwanzlurchen noch Anuren wurden Chytridiomykosen beobachtet (Laking et al. 2017, Ngujen et al. 2017).

Anders als bisher von *Bd* bekannt, bildet *Bsal* zudem sowohl aktiv schwimmfähige Zoosporen als auch enzystierte Sporen, die auf der Wasseroberfläche treiben und vermutlich monatelang im Waldboden überleben können. Während beim Feuersalamander selbst kleinste Mengen des Pathogens zu einer tödlich endenden Infektion führen, konnten Stegen et al. (2017) bei Bergmolchen nachweisen, dass diese eine

anfänglich schwache Infektion überleben können. Sie bleiben dann aber für Monate infektiös und können so, ebenso wie die infizierbaren Froschlurche, ein Reservoir für das Pathogen bilden. Weder Feuersalamander noch Bergmolche bilden eine Resistenz aus (Stegen et al. 2017). Insgesamt hat *Bsal* damit das Potenzial, zu einer der ernstesten Bedrohungen für die europäische Amphibiendiversität zu werden.

Untersuchungen zu *Bsal* in Deutschland

Die Ausbruchsherde in der niederländischen Provinz Zuid-Limburg sowie Eupen und Robertville in Belgien befinden sich jeweils keine 10 km von der nordrhein-westfälischen Grenze entfernt (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016, Abb. 2) und liegen zudem in länderübergreifenden und zusammenhängenden Waldgebieten des Eifel-Ardennen-Raums. Auch auf deutscher Seite gibt es in den Wäldern der Eifel, sowohl in Nordrhein-Westfalen (NRW) als auch in Rheinland-Pfalz (RLP) große Feuersalamander-Vorkommen (Veith 1996, Thiesmeier & Dalbeck 2011), sodass in den grenznahen Bereichen der Eifel zwischen Aachen und Trier mit *Bsal* zu rechnen war.

Untersuchungsgebiete in der Eifel

Um zu klären, ob sich *Bsal* über die Grenze nach Deutschland ausgebreitet hat, suchten wir sowohl im rheinland-pfälzischen (Südeifel) als auch im nordrhein-westfälischen Teil der Eifel (Nordeifel) nach dem Pathogen. In der Nordeifel wählten wir im nahe der Ausbruchsherde in Belgien gelegenen Grenzbereich einen 5 km breiten Streifen entlang der Grenze und drei von der Landesgrenze nordostwärts verlaufende Korridore als Untersuchungsgebiete aus. Die Korridore orientieren sich an zwei großen, zusammenhängenden Waldgebieten der Höhenzüge (Hürtgenwald und Nationalpark Eifel) und dem Kalltal, einem bewaldeten Talsystem mit vielen bewaldeten Nebentälern, in denen Feuersalamander in großen Dichten vorkommen (Abb. 2). Die Korridore reichen bis an die regionale Verbreitungsgrenze des Feuersalamanders (Thiesmeier & Dalbeck 2011) heran, der Mittelgebirgsschwelle an der Grenze zum intensiv ackerbaulich genutzten Niederrheinischen Tiefland.

Innerhalb der Nordeifel wählten wir auf Basis der den Biologischen Stationen Düren und StädteRegion Aachen vorliegenden Daten möglichst große und gut erreichbare Feuersalamander-Vorkommen aus. Besonders aus den grenznahen Bereichen der Nordeifel lagen nur wenige Informationen zu Amphibien-Vorkommen vor, sodass wir dort anhand von Gewässerdaten (elwas.nrw.de) und Luftbildern nach geeignet erscheinenden Standorten suchten.

Im rheinland-pfälzischen Teil der Eifel suchten wir entlang der belgischen und luxemburgischen Grenze auf Grundlage von Bestandserhebungen aus den 1980er/1990er Jahren (Veith, 1996), die zumeist auf Zufallsfunden aus den damaligen Biotypenkartierungen beruhen, und wählten anhand von Luftbildern/Gewässerkarten und anschließenden Vorbegehungen im März 2014 insgesamt 14 *Bsal*-Probenahmestandorte mit rezenten Feuersalamander-Vorkommen aus.

Im Rahmen eines vom BUND Landesverband NRW durchgeführten Projekts wurden in 2017 im Kreis Heinsberg, NRW, entlang der deutsch-niederländischen Grenze

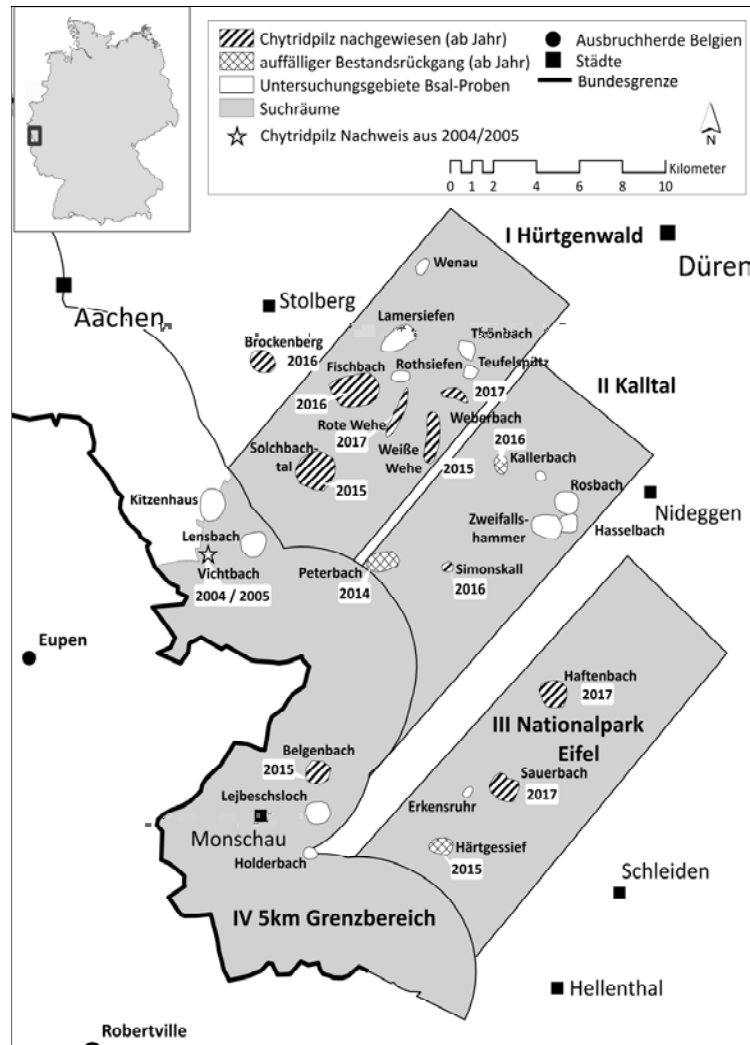


Abb. 2: Verbreitung des Pathogens *Bsal* in der Nordeifel, NRW – Stand 2017. Distribution of *Bsal* in the Northern Eifel, North Rhine-Westphalia in 2017. Hatched: evidence of *Bsal* (with year of detection), crosshatched: population collapses/mass mortality (year of the event), unhatched: sites without signs of *Bsal*, asterisk: potential *Bsal*-site from the year 2004, dots: *Bsal*-sites in Belgium, squares: cities, shaded: study area Northern Eifel (North Rhine-Westphalia).

außerhalb des Areal des Feuersalamanders an Molchen Proben genommen. Zwischen der Teverener Heide und dem Luftlinie ca. 50 km nördlich liegenden Dalheim/Wegberg wurden insgesamt acht Standorte beprobt.

Bundesweites Screening

Nach einer starken Präsenz der *Bsal*-Thematik in den Medien und durch den Aufruf zur ehrenamtlichen Mitarbeit (Lötters et al. 2015), bekamen wir bereits seit 2015 Proben aus verschiedenen Teilen des Bundesgebietes zugesandt. Eine wichtige Probe

kam vom Vichtbach, Roetgen im Hürtgenwald (StädteRegion Aachen) und enthielt zwei in Formalin fixierte Salamander, die im Jahr 2004 tot auf einem Waldweg in der Nähe des Vichtbachs gefunden wurden.

Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Entwicklung und Erprobung von Schutzstrategien für mitteleuropäische Amphibien angesichts des neuen tödlichen Amphibien-Pathogens *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bs)“ wurden ab 2015 systematisch natürlich vorkommende Populationen des Feuersalamanders innerhalb Deutschlands und in Gefangenschaft gehaltene Salamander und Molche untersucht. Darüber hinaus startete im Jahr 2017 das durch die Europäische Union finanzierte Projekt „ENV.B.3/SER/2016/0028, Mitigating a new infectious disease in salamanders to counteract the loss of European biodiversity“, welches hauptsächlich durch die Universität Gent koordiniert und durchgeführt wird (<https://Bsalinfoeurope.wixsite.com/euBsalmitigation2017>). Hauptziele des Projektes sind es, einen kurzfristigen Aktionsplan bei *Bsal*-Ausbrüchen aufzustellen und laborgestützt langfristig wirksame Maßnahmen zur Minderung der negativen Effekte und gegen die Ausbreitung von *Bsal* im Freiland zu entwerfen. Im Rahmen dieses Projektes soll auch ein europäisches Frühwarnsystem aufgebaut und die aktuelle Verbreitung von *Bsal* in Europa genauer untersucht werden. Daher arbeiten Kooperationspartner aus sieben Ländern (Niederlande, Belgien, Deutschland, Frankreich, Italien, Spanien und Großbritannien) zusammen. Der deutsche Kooperationspartner ist das Fach Biogeographie der Universität Trier, dessen molekulargenetisches Labor im Rahmen eines europaweiten Ringversuchs einen Qualitätssicherungstest bestand: In einer Analyse von Blind-Proben, von denen nur die Universität Gent die genaue Zoosporen-Anzahl wusste, erreichte das Labor eine Genauigkeit von > 95 %.

Im Rahmen eines vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Projekts ist geplant, die Screening- und Koordinationsarbeiten der Universitäten Trier und Braunschweig sowie der Biostationen Aachen und Düren in den kommenden 3 Jahren weiter zu intensivieren.

Methoden

Bsal-Screening

Um das Pathogen *Bsal* nachzuweisen, nahmen wir von erwachsenen und subadulten Feuersalamandern – in Ausnahmefällen von sich in der Metamorphose befindlichen Larven – und von Molchen jeweils zwei Hautabstriche, von denen eine Probe (A-Probe) in der Universität Trier mithilfe einer quantitativen Echtzeit PCR (RT-qPCR) auf die Präsenz von *Bsal*-DNA untersucht wurde (Bloom et al. 2013). Dadurch kann ein qualitativer Nachweis von *Bsal* erbracht werden (infiziert/nicht infiziert). Darüber hinaus ist bei infizierten Tieren auch die Stärke der Infektion als die über einen Standard ermittelte Anzahl an Zoosporen (genomic equivalents = GE) quantifizierbar. Die Nachweisgrenze von *Bsal* liegt in unseren Laboren bei 0,05 GE. Für Tiere mit positivem Befund wurde zur Qualitätssicherung die zweite Probe (B-Probe) von der Universität Braunschweig untersucht. Tiere gelten dann als zweifelsfrei von *Bsal* befallen, wenn beide Proben positiv getestet wurden. Auf Basis der hohen Zuverlässigkeit der Ergebnisse

der Qualitätssicherung durch die Universität Gent stellen wir die Ergebnisse aus dem Jahr 2017 vor, obwohl die Ergebnisse der B-Probe noch nicht vorliegen.

Einzelne, teilweise zufällig tot aufgefundene Tiere wurden ebenfalls beprobt und danach entweder bei -20 °C tiefgefroren oder in 4 % Formalinlösung fixiert. In Formalin fixierte Tiere konnten für histologische Untersuchungen an die Universität Gent übermittelt werden (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016).

Da das Pathogen nicht nur für Feuersalamander, sondern auch für andere Schwanzlurche eine Bedrohung darstellen kann (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016), beprobt wir neben Salamandern auch Molche. In den Jahren 2015 und 2016 waren dies überwiegend Beifänge oder Funde an Standorten, an denen keine Salamander gefunden werden konnten. In 2017 begann in der Nordeifel die systematische Beprobung der Molche, um deren Entwicklung in Gebieten mit *Bsal* und solchen, in denen das Pathogen bisher nicht aufgetaucht ist, vergleichen zu können. Neben Standorten innerhalb der Untersuchungsgebiete, an denen zumeist Berg- und Fadenmolche syntop vorkommen, nahmen wir auch Proben von Teichmolch und Nördlichen Kammolch vom Brockenberg bei Stolberg (StädteRegion Aachen) nördlich des Untersuchungsgebiets. Aus dem weiter nördlich angrenzenden Kreis Heinsberg stammen Proben von Kamm-, Berg-, Teich- und Fadenmolch.

Feuersalamander-Larvenmonitoring

Für die Beurteilung der Bestandsentwicklung bietet sich beim Feuersalamander eine Erfassung der Larven an, da diese wesentlich einfacher zu finden sind als metamorphosierte Tiere (Schmidt et al. 2015). In der Nordeifel suchten wir im Vorfeld des Larvenmonitorings im Frühjahr 2015 zunächst bereits bekannte Feuersalamander-Vorkommen oder potentiell geeignete Quellbäche nach Salamanderlarven ab. Auf dieser Basis wählten wir insgesamt 35 Bäche aus. Die Standorte verteilen sich so, dass sie möglichst die drei Untersuchungskorridore abdecken (Abb. 2). Im 5 km Grenzbereich ist die Zahl der Bäche, die ins Larvenmonitoring aufgenommen werden konnten, geringer, weil es dort kaum aktuelle Feuersalamandervorkommen gibt.

In der Südeifel wählten wir insgesamt 18 Standorte für das Larvenmonitoring aus (fast alle auch Beprobungsstandorte für die *Bsal*-Diagnostik, Wagner et al. 2017). Des Weiteren wurden zu Vergleichszwecken – und zur Erstellung eines in Arbeit befindlichen Habitatmodells – randomisiert Waldbäche im südöstlich gelegenen nächsten größeren Waldgebiet, dem Hunsrück, ausgewählt. Dies ist außerdem nach dem bereits genannten *Bsal*-Fund in Südbelgien nahe der französischen Grenze insofern von übergeordneter Bedeutung, als dass ein Monitoring südlicher Bestände ein Vorwarnsystem für eine sogenannte „diffuse“ Ausbreitung von *Bsal* (kein „jump dispersal“) darstellen kann. Die Daten können in Zukunft als Grundlage und Referenz zum Larvenmonitoring aus derzeit ziemlich sicher *Bsal*-freien Gebieten wertvoll für eine retrospektive Betrachtung werden. Im Jahr 2016 startete die Aufnahme dieser Referenzdaten mit 20 Bächen, davon 13 mit Larvenfunden und wurde 2017 an insgesamt 27 Bächen, davon 21 mit Larvenfunden, fortgesetzt.

Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, erfassten wir die Larven nach einer standardisierten „Removal-Sampling-Methode“ (Schmidt et al. 2015). Dabei werden drei 25 m lange, aufeinanderfolgende Bachabschnitte dreimal

hintereinander von drei Bearbeitern für 15 min nach Salamanderlarven abgesucht, die Larven herausgefangen und die Fangzahlen für jeden Abschnitt und jeden Durchgang separat notiert. Dazu werden die durchschnittliche Bachbreite und die Anzahl der Kolke als Habitatfaktoren erfasst. Die Larven werden anschließend in den Bach zurückgesetzt. Die Daten sind für eine Abundanzschätzung geeignet.

Zur Vorbeugung einer möglichen Verschleppung von *Bsal* oder anderer Erreger desinfizierten wir nach Bearbeitung jedes Standortes Ausrüstung und Schuhe mit Virkon® S und ließen nach Rückkehr alles zudem über Nacht vollständig durchtrocknen (Webb et al. 2007, Schmidt et al. 2009, Van Rooij et al. 2017).

Ergebnisse

Bsal-Screening Feuersalamander

Eifel. Im rheinland-pfälzischen Teil der Eifel wurden zwischen 2015 und 2017 an 14 Standorten insgesamt 234 adulte und subadulte Feuersalamander auf eine *Bsal*-Infektion untersucht. Eine *Bsal*-Infektion konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Jedoch konnten von 2014 bis 2017 in einem großen zusammenhängenden Waldgebiet, welches an der Quelle der Prüm im Nordosten beginnt und bis nahe an die belgische Grenze reicht (ca. 20–30 km Luftlinie vom *Bsal*-positiven Standort Robertville entfernt), an verschiedenen Standorten in Quellregionen von Mittelgebirgsbächen weder Feuersalamander noch deren Larven gefunden werden (Wagner et al. 2017), obwohl von dort noch in den 1990er Jahren Feuersalamander bekannt waren (Veith, 1996).

In der Nordeifel wurden 2014–2017 an 32 Standorten insgesamt 867 adulte und subadulte Feuersalamander und sechs Larven kurz vor der Metamorphose beprobt (Tab. 1). Bundesweit konnten 186 Individuen des Feuersalamanders außerhalb der Eifel in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Thüringen untersucht werden.

Während in 2014 mit Hilfe der genommenen Hautabstriche *Bsal* noch nicht nachgewiesen werden konnte (Lötters et al. 2015), erwiesen sich 2015 bereits vier Standorte innerhalb der Nordeifel als *Bsal*-positiv (Tab. 1). Ein Standort befindet sich nahe der belgischen Grenze (Belgenbachtal), die restlichen im Hürtgenwald, ca. 20 bis 25 km vom nächstgelegenen Standort mit *Bsal*-Infektion in Belgien (Eupen) entfernt (Abb. 2). An der Weißen Wehe fanden wir zwei schwach infizierte Salamander mit 0,5 und 0,6 GE, am Fischbach einen toten Salamander im milden Dezember 2015 mit 368 GE und am Standort Belgenbach beobachteten wir im Dezember sogar ein Massensterben (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016): 22 von 23 beprobten Tieren (fast alles Totfunde) zeigten eine *Bsal*-Infektion von 0,24–229,5 GE (\bar{O} 43,8 GE).

Neben diesen sicheren Nachweisen des Pathogens, konnten an zwei Standorten (Härtgessief, Peterbach, Abb. 2), an denen noch 2012 (Peterbach) bzw. 2014 (Härtgessief, Tab. 1) Feuersalamander in nennenswerter Zahl gefunden wurden, in 2015 trotz intensiver Suche keine Tiere mehr nachgewiesen werden.

In 2016 kam ein Standort mit *Bsal*-infizierten Feuersalamandern hinzu. Bei Simonskall im Kalltal wurde an einem zufällig gefundenen toten Salamander *Bsal* nachgewiesen (1,8 GE). Zudem wurden weitere vier infizierte Feuersalamander am Fischbach gefun-

Tab. 1: Anzahl der untersuchten Feuersalamander in der Nordeifel (NRW). †: Totfunde, ¹davon eine Larve kurz vor der Metamorphose, ²Massensterben in 2016 beobachtet (ohne Probenahme); drei große Larven, ³zwei *Bsal*-positive adulte Feuersalamander aus dem Jahr 2004 (S. Lötters & F. Pasmans, unveröff.), ⁴davon sieben adulte Salamander, neun Metamorphlinge und fünf Larven, ⁵*Bsal*-bedingtes Massensterben in 2015, ⁶davon fünf Salamander-Metamorphlinge und sechs Larven, Number of fire salamanders (*Salamandra salamandra*) analysed in the Northern Eifel (North Rhine-Westphalia). †: dead individuals, ¹thereof one larva in metamorphosis, ²mass mortality event witnessed in 2016 (without swabbing), ³two *Bsal* positive fire salamanders in 2004 (S. Lötters & F. Pasmans, unpublished), ⁴thereof seven adult fire salamanders, nine metamorphs and five larvae, ⁵mass mortality event due to *Bsal* in 2015, ⁶thereof five salamander-metamorphs and six larvae.

Gebiet	Lokalität	2014		2015		2016		2017 (nur A-Probe)	
		Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +
Hürtgenwald	Fischbach	33+3†	0	50+1†	1†	26+1†	2+1†	21	0
	Lamersiefen	17	0	30	0	26	0	20	0
	Weberbach	-	-	-	-	20	0	23	0
	Weißer Wehe	-	-	12+1†	3 ¹ +1†	1	0	2	0
	Solchbachtal	2	0	18+1†	1	3+2†	1	43	2
	Zufallsfunde	1	0					21+1†	0
Kalltal	Peterbach	0	-	0	-	0	-	-	-
	Kallerbach	-	-	24	0	4	0 ²	0	-
	Zweifallshammer	-	-	37	0	15	0	14	0
	Rosbach	-	-	47	0	47	0	24	0
	Simonskall	-	-	-	-	1†	1	-	-
	Dresbach	8	0	1	0	-	-	-	-
	Hasselbach	1	0	-	-	-	-	2	0
Zufallsfunde					1	0	5+6†	0	
NP Eifel	Sauerbach	-	-	23	0	24	0	24	2
	Haftenbach	-	-	46	0	24	0	31	3
	Härtgessief	15	0	0	-	0	-	0	-
5 km-Korridor	Lejbeschloch	-	-	-	-	0	-	1†	0
	Holderbach	-	-	-	-	0	-	1	0
	Vichtbach Rott ³	-	-	-	-	-	-	21 ⁴	0
	Kitzenhaus	-	-	-	-	1	0	8	0
	Lensbach	-	-	-	-	0	-	3	0
	Belgenbachtal	-	-	6+16 ⁵	21	0	-	11 ⁶	0
Außerhalb UG	Simmerath	1†	0	-	-	-	-	-	-
	Pionierbrunnen	1†	0	-	-	-	-	-	-
Summe		82	0	311	27	196	5	282	7

den, zwei davon tot (0,56-103,9 GE, Ø 30,7 GE). An einem weiteren Standort (Kallerbach), an dem 2015 noch relativ viele adulte Salamander beprobt werden konnten, fanden Anwohner im März 2016 zahlreiche tote und äußerlich unverletzte Feuersalamander, die leider nicht beprobt werden konnten.

Für 2017 liegen bisher nur die Ergebnisse des *Bsal*-zertifizierten Labors der Universität Trier (A-Proben, Tab. 1, 2) vor. Die Ergebnisse aus 2017 legen nahe, dass sich *Bsal* in der Nordeifel massiv ausgebreitet hat, insbesondere im Nationalpark Eifel. Am Sauerbach (Abb. 3) wurden zwei stark infizierte Salamander gefunden (1393 und 2058 GE) genauso wie am Haftenbach (548 und 7346 GE) neben einem weiteren, schwächer infizierten Individuum (16 GE). Im Solchbachtal wurden – nachdem im Vorjahr fünf

Tab. 2: Anzahl der untersuchten Kamm- (KM), Berg- (BM) Teich- (TM) und Fadenmolche (FM) in der Nordeifel. Fett: *Bsal*-Nachweise.

Number of crested- (*Triturus cristatus*, KM), alpine- (*Ichthyosaura alpestris*, BM), common- (*Lissotriton vulgaris*, TM) and palmate newts (*L. helveticus*, FM) analysed in the Northern Eifel (North Rhine-Westphalia). Bold: evidence of *Bsal*.

Gebiet	Lokalität	Art	2014		2015		2016		2017 (nur A-Probe)	
			Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +	Anzahl	<i>Bsal</i> +
Hürtgenwald	Weißer Wehe	BM	-	-	-	-	6	1	5	0
		FM	-	-	-	-	4	2	34	0
	Rote Wehe	BM	-	-	-	-	-	-	30	1
		FM	-	-	-	-	-	-	57	0
	Weberbach	BM	-	-	-	-	-	-	16	14
		FM	-	-	-	-	-	-	29	2
	Thönbach	BM	-	-	-	-	-	-	2	0
		FM	-	-	-	-	-	-	46	0
	Fischbach	BM	3	0	1	0	2	0	-	-
		FM	8	0	1	0	-	-	-	-
	Lamersiefen	BM	2	0	2	0	-	-	-	-
		FM	2	0	-	-	-	-	4	0
	Solchbachtal	BM	5	0	-	-	-	-	1	0
		FM	19	0	-	-	-	-	2	0
Rothsiefen	FM	-	-	-	-	-	-	25	0	
Teufelspütz	BM	-	-	-	-	24	0	20	0	
	FM	-	-	-	-	23	0	20	0	
Wenau	FM	-	-	-	-	-	-	2	0	
	TM	-	-	-	-	-	-	6	0	
Kalltal	Peterbach	BM	4	0	-	-	-	-	-	-
		FM	12	0	-	-	-	-	-	-
	Kallerbach	BM	-	-	-	-	-	-	2	0
NP Eifel	Erkensruhr	FM	-	-	-	-	5	0	-	-
	Härtgessief	BM	2	0	-	-	-	-	-	-
	Sauerbach	BM	-	-	1	0	5	0	-	-
		FM	-	-	-	-	1	0	-	-
	Kallerbach	BM	-	-	-	-	4	0	-	-
5km - Korridor		BM	-	-	-	-	-	-	3	0
		FM	-	-	-	-	-	-	6	0
Außerh. UG	Brockenberg	TM	-	-	-	-	15	1	43	39
		KM	-	-	2	0	3	0	3	3
		FM	-	-	-	-	-	-	7	5
Summe		KM	0	-	2	0	3	0	3	3
		BM	16	0	4	0	41	1	79	15
		FM	41	0	1	0	33	2	226	7
		TM	0	-	0	0	15	1	49	39

Tiere nachgewiesen werden konnten – wieder 43 Salamander gefunden, davon waren zwei schwach mit *Bsal* infiziert (0,1 und 1,43 GE). Die beiden im Jahr 2004 am Vichtbach bei Roetgen gefundenen Tiere erwiesen sich als *Bsal*-positiv (s. Abb. 2; Lötters & Pasmanns unveröff.).



Abb. 3: Seit 2017 ist *Bsal* an Feuersalamandern des Sauerbachs im Nationalpark Eifel nachgewiesen (21.5.2015). Foto: Biologische Station Düren, 21.5.2015.

In 2017 *Bsal* was detected on fire salamanders of the Sauerbach/Eifel National Park.



Abb. 4: In Essen hat *Bsal* inzwischen an mehreren Stellen zu Massensterben von Feuersalamandern geführt, so auf dem Südwestfriedhof Essen-Fulerum. Der tote Feuersalamander unten links an der Böschung zeigt die Original-Fundsituation. Foto: M. Vences, 3.2.2018.

Bsal has emerged and caused mass mortality of fire salamanders (*Salamandra salamandra*) at several sites in the City of Essen, e.g. in the cemetery of Essen-Fulerum. Dead salamanders are found openly on the ground, as the specimen in the lower left (pictured in its original position).



Abb. 5: Der Brockenberg bei Stolberg, StädteRegion Aachen beherbergt eine der letzten Gelbbauchunken- (*Bombina variegata*) Populationen NRWs. 2016 wurde *Bsal* an einem Teichmolch nachgewiesen, 2017 waren fast alle beprobten Teich-, Faden- und Kammolche infiziert; vom Bergmolch fanden wir nur noch tote Tiere. Foto: K. Kirst, 17.1.2018.

The Brockenberg near Stolberg (North Rhine-Westphalia) is the habitat of several endangered amphibian species such as *Bombina variegata* and *Triturus cristatus*. In 2016 *Bsal* was detected on a common newt, 2017 almost all sampled common-, palmate- and crested newts were infected, the alpine newts found were all dead.

der Weißen Wehe im Hürtgenwald in 2016 nach (0,06–0,31 GE Ø 0,17 GE). An diesem Standort ist *Bsal* an Feuersalamandern seit 2015 bekannt. Bemerkenswert ist der Fund eines *Bsal*-infizierten Teichmolchs (18,36 GE) am Brockenberg bei Stolberg (StädteRegion Aachen, Abb. 5) in 2016, da hier keine Feuersalamander vorkommen.

Die Ergebnisse der A-Proben aus 2017 von Molchen aus der Nordeifel haben ebenfalls weitere *Bsal*-infizierte Molchvorkommen ergeben, hier insbesondere aus dem Hürtgenwald – so am Weberbach, an dem wir zwar zahlreiche nicht infizierte Feuersalamander fanden (Tab. 1), jedoch auch 15 infizierte Berg- (0,3–154 GE, Ø 17 GE) und zwei infizierte Fadenmolche (je 1 GE) in Biberteichen ca. 700 m unterhalb der Feuersalamanderfundorte. An der Roten Wehe, an der wir in den letzten Jahren keine Feuersalamander mehr nachweisen konnten, fanden wir einen infizierten Bergmolch (1,3 GE).

Bundesweit. Von den 2015 bis 2017 insgesamt 186 analysierten Feuersalamandern von 14 Standorten außerhalb der Eifel, erwiesen sich zwei Individuen als *Bsal*-infiziert: Von den 35 im Jahr 2017 im Stadtwald Essen gefundenen Tieren konnten zwei als sicher *Bsal*-positiv in A- und B-Probe bestätigt werden, nachdem ein Jahr zuvor noch zehn Totfunde aus dem Raum Essen allesamt negativ waren, wobei hierbei allerdings die Qualität der Proben einen Einfluss gehabt haben könnte. Aktuell (Januar 2018) findet hier ein Massensterben statt (Abb. 4).

***Bsal*-Screening Molche**

Zwischen 2015 und 2017 beprobten wir in der Südeifel 133 Berg- und 20 Fadenmolche; keines der Tiere war *Bsal*-positiv. In der Nordeifel nahmen wir zwischen 2014 und 2017 Hautabstriche von 64 Teich-, 140 Berg-, 301 Faden- und acht Nördlichen Kammolchen (Tab. 2). *Bsal* wiesen wir an einem Berg- und zwei Fadenmolchen an

Am Brockenberg fanden wir 2017 – neben 39 infizierten Teichmolchen (1–346 GE, Ø 18 GE) und fünf Fadenmolchen (2–29 GE, Ø 10 GE) – erstmals drei Nördliche Kammmolche, die alle stark infiziert waren (1208–6148 GE, Ø 3400 GE). Neben den lebenden Tieren dieser drei Arten fanden wir zudem mehrere tote, deutlich verweste, jedoch keine lebenden Bergmolche.

Im Kreis Heinsberg beprobten wir in 2017 insgesamt 71 Berg-, 94 Faden-, 60 Teich-, drei Nördliche Kammmolche sowie ein Faden-Teichmolch-Hybrid. Davon waren ein Kamm- und ein Fadenmolch aus der Teverener Heide, ein Teichmolch aus dem Gangelter Bruch und ein Fadenmolch aus Dalheim schwach mit *Bsal* infiziert (0,2–0,9 GE, Ø 0,48 GE). Zudem gab es bei einem Fadenmolch aus dem Gangelter Bruch ein positives Signal (0,04 GE) knapp unter der Nachweisgrenze von 0,05 GE.

Des Weiteren wurden 2015 und 2016 81 Kammmolche von vier Standorten sowie 84 Bergmolche, sechs Fadenmolche und 133 Teichmolche von bundesweit fünf verschiedenen Standorten beprobt, welche sich alle als negativ herausstellten.

Feuersalamander-Larvenmonitoring

Wir führten das Larvenmonitoring sowohl in der Nord- als auch in der Südeifel und im Hunsrück durch. An dieser Stelle gehen wir aber nur auf die Ergebnisse aus der Nordeifel ein, da bisher nur hier mit *Bsal* infizierte Populationen gefunden wurden. In der Nordeifel lief das Larvenmonitoring zwischen 2015 und 2017 jährlich in 29 bis 31

Tab. 3: Summe der in der Nordeifel während des systematischen Monitorings gefangenen Feuersalamanderlarven in jeweils 75 m langen Bachabschnitten (Methode vgl. Schmidt, Gschwend & Demond 2015). **Fett:** Bäche mit *Bsal*-Nachweis (mit Jahreszahl des Erstnachweises); *Kursiv:* Bäche mit Bestandszusammenbrüchen/Massensterben (mit Jahreszahl des Ereignisses).

Total of fire salamander Larvae caught in 75 m sections of streams in the Northern Eifel (North Rhine-Westphalia) during the monitoring program in 2015 to 2017. For methodical details see: Schmidt, Gschwend & Demond (2015). **Bold:** Streams with evidence of *Bsal* (with year of detection); *Italic:* Streams with population collapses/mass mortality (year of the event).

Bach 2015	Kürzel	2015	2016	2017
Oberlauf Inde Münsterwald	5km_03	3	16	18
Zufluss				
Kitzenhaus	5km_04	20	25	8
Lensbach	5km_05	39	61	68
Dreilägerbach – Zufluss	5km_06	1	0	0
Tiefenbach (Rur)	5km_09	0	0	
Lejbeschloch	5km_10	4	5	3
Holderbach – Zufluss	5km_12	3	17	29
Belgenbach (2015)	5km_14			7
Ursprungsbach	Hue_01	109	106	78
Thönbach Zufluss an Mündung	Hue_02	70	69	30
Schiefersiefen	Hue_03	54	101	66
Weißer Wehe (2015)	Hue_04	160	101	24
Mückensiefen	Hue_05	11	2	7
Solchbachquelle	Hue_06	5	3	8
Sandkaulsiefen	Hue_07	20	41	70
Quellbach SO Weihrauchbend	Hue_08	7	31	42
Lamersiefen	Hue_09		42	175
Fischbach (Vicht) (2016)	Hue_10		46	94
Rosbach	Kall_01	130	59	97
Schüllbach	Kall_02	30	62	75
Giesenbach	Kall_03	18	28	26
Morlesief	Kall_04	30	15	29
Peterbach Nebenbach (2014)	Kall_05	1	0	0
Rinnebach	Kall_06	9	2	0
Kallerbach (2016)	Kall_07	7	0	>0
Drovenbach	Kall_08	10	11	9
Billerbach	NP_01	41	37	26
Haftenbach (2017)	NP_02	88	147	77
Walbigbach	NP_03	11	37	14
Sauerbach (2017)	NP_04	31	18	11
Härtgessief (2015)	NP_05	0	0	6
Lorbach	NP_07	37	32	26

Tab. 4. Mittlere Anzahl Feuersalamanderlarven (\pm Standardabweichung) in den Bächen der Nordeifel (NRW).
Average number of fire salamander larvae (\pm standard deviation) in streams of the Northern Eifel (North Rhine-Westphalia).

Jahr	2015	2016	2017	2015–17
ohne <i>Bsal</i> -Nachweis	31,1 (\pm 34,9)	37,1 (\pm 36,8)	39,4 (\pm 40,8)	35,5 (\pm 37,1)
n Bäche	25	26	25	77
mit <i>Bsal</i> -Nachweis	82,5 (\pm 109,6)	50,0 (\pm 49,1)	33,3 (\pm 41,2)	49,8 (\pm 56,1)
n Bäche	2	3	4	9
Mit <i>Bsal</i> -Nachweis + Verdachtsfälle	43,0 (\pm 78,1)	30,0 (\pm 44,2)	23,8 (\pm 35,1)	31,0 (\pm 48,7)
n Bäche	4	5	6	15
Summe	32,7 (\pm 41,4)	35,9 (\pm 37,4)	36,4 (\pm 39,7)	35,1 (\pm 39,1)
n Bäche	29	31	31	91

Bächen (Tab. 3, 4). Drei Bäche erwiesen sich nach der ersten Erfassung in 2015 als ungeeignet und wurden ab 2016 durch zwei andere Bäche ersetzt. Tabelle 4 zeigt die Mittelwerte der in den Bächen erfassten Larven für die Bäche, in deren Umfeld *Bsal* nicht nachgewiesen wurde, für solche mit definitivem Nachweis von *Bsal* und den Bächen ohne Nachweis von *Bsal*, in denen starke Bestandsrückgänge beobachtet wurden (Peterbach, Kallerbach, Härtgessief). Abbildung 6 zeigt die relative Entwicklung der Larvenzahlen mit dem Jahr 2015 als Bezugsgröße. Insgesamt sind die Larvenzahlen zwischen 2015 und 2017 stabil, für die Bäche mit *Bsal*-Nachweis oder Verdacht nehmen die Mittelwerte eher ab. Im Jahr 2017 konnten wir in 28 der 31 untersuchten Bäche Feuersalamanderlarven nachweisen, darunter die vier Bäche, in denen seit 2015 bzw. 2016 *Bsal* nachgewiesen wurde.

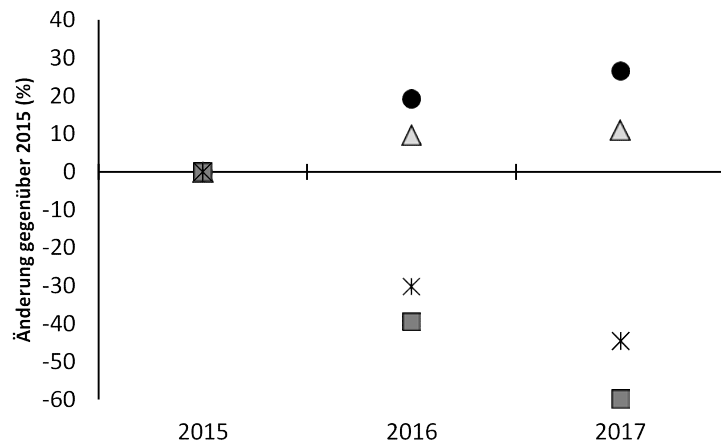


Abb. 6: Entwicklung der Feuersalamander-Larvenzahlen in den Bächen der Nordeifel in den Jahren 2016 und 2017 in Bezug auf das Jahr 2015 (Daten siehe Tab. 3, 4). Kreise: Bäche ohne *Bsal*-Nachweis; Sterne: Bäche mit *Bsal*-Nachweis; Quadrate: Bäche mit *Bsal*-Nachweis einschließlich der Verdachtsfälle; Dreiecke: alle Bäche.

Development of larvae-numbers of fire salamander in streams in the Northern Eifel (North Rhine-Westphalia) between 2015 and 2017 (for data see Tab. 3, 4). Dots: streams without evidence of *Bsal*; asterisks: streams with evidence of *Bsal*; squares: streams with evidence of *Bsal* including suspicious cases; triangles: all streams.

Diskussion

Etablierung und Ausbreitung von *Bsal* in der Eifel

Seit 2013 erhöhte sich die Zahl der bekannten *Bsal*-Ausbrüche im Freiland in Deutschland von drei im Jahr 2015 auf 15. Speziell in der Eifel hat sich binnen kürzester Zeit die Zahl der bekannten *Bsal*-Standorte mehr als verdoppelt, wobei dies auch solche einschließt, die zuvor bei einem größeren Stichprobenumfang negative *Bsal*-Ergebnisse erbracht hatten (Tab. 1, 2). Die vorläufigen Ergebnisse aus 2017 weisen auf eine weitere massive Ausbreitung des Pathogens hin mit Nachweisen an Berg- und Fadenmolchen aus Bachtälern, in denen beide Arten in Massen vorkommen (Dalbeck & Weinberg 2009). Damit ist *Bsal* in den größeren Waldgebieten der Nordeifel in Feuersalamander- und Molch-Populationen weit verbreitet, wobei es nach wie vor Vorkommen gibt, in denen *Bsal* bisher nicht nachgewiesen werden konnte. Darüber hinaus gibt es vom nördlichen Eifelrand und dem nördlich angrenzenden Regionen inzwischen Nachweise von *Bsal* außerhalb des Verbreitungsgebiets des Feuersalamanders an Teich- und Kammolchen, die teils hohe Infektionsraten aufwiesen.



Abb. 7: In den Quellbächen der Nordeifel haben Biber inzwischen mehrere 100 Teiche gebaut, in denen sich große Molch- und Feuersalamander-Populationen etablieren. Deren Zukunft ist angesichts der Salamanderpest ungewiss, wie hier im Kalltal, Kallerbach. Foto: L. Dalbeck, 28.3.2009.

Due to beaver (*Castor fiber*) pond building activities in head water streams of the Northern Eifel, several hundred ponds have been generated in which large newt- and fire salamander-populations have developed. Their future is uncertain in the face of *Bsal*.

Bedingt durch die nicht-invasive Beprobung über Hautabstriche ergibt sich zum Teil eine Inhibierung des Probenmaterials (Hemmstoffe), was eine Verdünnung erfordert (üblicherweise 1:10 bei Extraktion mit „PrepMan Ultra“, vgl. Blooi et al. 2013). Zugleich ist die Menge an Ziel-DNA (hier *Bsal*) durch das Abstreichen der Haut immer nur sehr gering. Beides führt dazu, dass der Nachweis erschwert sein kann. Es gibt also eine Dunkelziffer falsch-negativer Proben. Zudem hängt der Nachweiserfolg auch von der Stichprobengröße ab. Der Nicht-Nachweis einer Krankheit in einer Wildtierpopulation kann erst ab etwa 60 beprobten und negativ getesteten Individuen pro Population mit einer mehr als 95 % Sicherheit diagnostiziert werden (DiGiacomo & Koepsell 1986). Folglich kann *Bsal* eventuell noch weiter verbreitet sein, auch an bisher als nicht betroffen angenommenen Standorten. Dies gilt insbesondere für die Südeifel, da hier bei einer ähnlich großen Zahl Untersuchungsgebiete wie in der Nordeifel weitaus weniger Feuersalamander beprobt wurden. Da zudem an vielen Stellen, von denen noch aus den 1990er Jahren Salamandernachweise vorliegen, aktuell keine Salamander mehr gefunden werden konnten, ist für die Südeifel – trotz des aktuell fehlenden Nachweises von *Bsal* – keineswegs Entwarnung zu geben.

In der Nordeifel ist das Auftreten von *Bsal* mit einem deutlichen Rückgang der Larvenzahlen der Feuersalamander verbunden (Tab. 4, Abb. 6), und in mehreren Bachtälern konnten Massensterben beobachtet werden. Selbst wenn in 2017 an allen Ausbruchsstellen von *Bsal* noch Salamander und – sofern untersucht – Larven gefunden werden konnten, kann dies nicht als Hinweis auf mögliche Resistenzen gewertet werden. Solche nach Ausbruch der Krankheit auftretenden Tiere sind auch in den Befallsgebieten in den Niederlanden und Belgien gefunden worden und sterben bei einer Infektion mit *Bsal* (Stegen et al. 2017). Da zudem in den Wäldern der Eifel Berg- und Fadenmolche in großer Zahl vorkommen, ist zumindest durch den Bergmolch ein Reservoir vorhanden, über das die Krankheit, selbst nach dem Aussterben des Feuersalamanders, für eine unbekannte Zeit persistieren kann (Stegen et al. 2017).

Weitere Ausbrüche von *Bsal* in Deutschland

Mit dem Nachweis von *Bsal* aus dem Raum Essen liegt nun ein zweiter Ausbruchsherd aus Deutschland weit abseits (> 70 km) der bekannten Befallsstellen vor, wobei zurzeit unklar ist, wie das Pathogen dort hingelangt ist. Da *Bsal* jedoch an Feuersalamandern in Terrarienhaltungen (Sabino-Pinto et al. 2015) und an importierten Hubei-Rotbauchunken nachgewiesen wurde (Nguyen et al. 2017), kann *Bsal* praktisch jederzeit und bundesweit durch freigelassene Terrarientiere in die Natur gelangen. Durch die enzystierten, viele Monate überlebensfähigen Sporen und aktiv schwimmende Zoosporen, ist es nicht einmal nötig, dass infizierte Tiere ins Freiland geraten. Es reicht aus, Kescher, Faunaboxen und Ähnliches im Freiland zu benutzen, die vorher Kontakt mit infizierten Tieren gehabt haben, um das Pathogen weiter zu verbreiten. Auch von den inzwischen etablierten Ausbruchsherden z. B. in der Eifel geht ein Verschleppungsrisiko aus, wenn beispielsweise infizierte Erde an Wanderschuhen oder an Reifen großer Forstmaschinen über größere Distanzen in Vorkommensgebiete von Feuersalamandern oder anderen Schwanzlurchen transportiert wird.

Da in Deutschland neben der Eifel große Regionen, besonders in den Mittelgebirgen, als für das Pathogen geeignet gelten (Feldmeier et al. 2016), ist eine flächenhafte Aus-

breitung in Deutschland möglich – weit über das Verbreitungsgebiet des Feuersalamanders hinaus, wie die Nachweise von *Bsal* aus dem Raum Stolberg (Brockenberg) und Heinsberg nahelegen. Besorgniserregend ist zudem der Nachweis von *Bsal* an Nördlichen Kammolchen, die damit nicht nur im Labor (Martel et al. 2014), sondern auch im Freiland von der Krankheit befallen werden können. Eine Ausbreitung des Pathogens in Populationen des bundesweit gefährdeten und auf Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie gelisteten Kammolchs kann seinen Erhaltungszustand voraussichtlich massiv verschlechtern.

Ebenso besorgniserregend ist der Nachweis von *Bsal* an mehreren Fadenmolchen an unterschiedlichen Standorten. Bisher galt der Fadenmolch als resistent, da es Martel et al. (2014) nicht gelungen war, drei Fadenmolche unter Laborbedingungen mit dem Pathogen zu infizieren. Selbst wenn also Fadenmolche nicht an *Bsal* sterben, haben sie somit zusammen mit Bergmolchen und Geburtshelferkroten (und ggf. weiteren Anuren; Stegen et al. 2017) das Potenzial, als Reservoir und Überträger der Krankheit zu fungieren.

Bsal hat gerade in den kühleren und bewaldeten Mittelgebirgen ein hohes Ausbreitungspotenzial, also in Gebieten, die Herpetologen aufgrund der eher artenarmen Artengemeinschaft kaum systematisch bearbeiten. Daher rechnen wir damit, dass *Bsal* auch jetzt schon weiter verbreitet ist als bisher bekannt.

Prognose

Bsal könnte sich zu einer der ernsthaftesten Bedrohungen für die Amphibiendiversität Europas entwickeln (Stegen et al. 2017). Ausgehend von Deutschland, Belgien und den Niederlanden (Spitzen-van der Sluijs et al. 2016), aber auch durch den Amphibieneimport aus den potenziellen Herkunftsgebieten in Südostasien, hat *Bsal* ein kaum zu überschätzendes Potenzial, Molch- und Salamander-Populationen großflächig an den Rand der Ausrottung zu bringen (Schmidt et al. 2017). Eine Ausbreitung in südeuropäische Regionen mit ihren zahlreichen endemischen Arten könnte fatale Folgen haben und sogar dazu führen, dass erstmals europäische Amphibienarten im Freiland vollständig aussterben.

Folgen für die Feldherpetologie und den angewandten Naturschutz

Aufgrund der fortschreitenden und unvorhersehbaren Ausbreitung muss *Bsal* als ein bundesweites Problem angesehen werden. Sobald sich das Pathogen im Freiland regional etabliert hat, wie es zumindest in der Nordeifel der Fall ist, ist mit einer raschen Ausbreitung zu rechnen, die – zumindest im Falle des Feuersalamanders – zu Massensterben und katastrophalen Bestandseinbrüchen führt.

Damit Feldherpetologen nicht zum Vektor dieser hochinfektösen und tödlichen Amphibienkrankheit werden, ist es unbedingt nötig, dass sie sich der eigenen Verantwortung bewusst sind und Mindeststandards der Hygiene einhalten (Böll 2015). Dies beinhaltet die gründliche Desinfektion sämtlichen Feldmaterials einschließlich der Schuhe und Stiefel vor jedem Wechsel von einem Amphibienstandort zum nächsten (z. B. mit Virkon®S: 5 g/l und mindestens fünf Minuten Einwirkzeit oder 10 g/l und mindestens zwei Minuten: Van Rooij et al. 2017) oder zumindest mit einem her-

kömmlichen Desinfektionsmittel, wie z. B. Sagrotan, Chlorreiniger oder Ethanol. Dies gilt für Amphibienuntersuchungen, für Amphibienzaunbetreuer für im Naturschutz oder für Planungsbüros tätige Personen, die verschiedene Waldgebiete besuchen und somit unfreiwillig zur passiven Verschleppung des Pilzes beitragen können. Amphibienhalter müssen Netze und Faunaboxen etc., die sie für die Handhabung der Terrarientiere verwenden, von Material für das Freiland strikt trennen.

Genehmigungsbehörden müssen bei den Nebenbestimmungen zu Ausnahmegenehmigungen für den Fang von Amphibien, z. B. im Rahmen von Artenschutzprüfungen und Genehmigungsverfahren, entsprechende Desinfektionsmaßnahmen während der Untersuchungen strikt vorschreiben. Umsiedlungen von Amphibien dürfen nur noch erfolgen, wenn die Tiere zuvor auf das Pathogen geprüft wurden oder wenn geeignete Maßnahmen ergriffen wurden, um die Tiere sicher frei von *Bsal* zu bekommen. Als geeignet hat sich eine Wärme- und/oder Fungizidbehandlung erwiesen (Bloom et al. 2015, More et al. 2017).

***Bsal* und Tierhandel**

Da *Bsal* mit großer Wahrscheinlichkeit über den Tierhandel aus Asien nach Europa eingeschleppt wurde, ist eine bundeseinheitliche Neuordnung des Amphibienhandels dringend notwendig (Thiesmeier et al. 2017). Dies betrifft seit Nachweis von *Bsal* auf importierten Unken (Nguyen et al. 2017) nicht mehr nur Schwanzlurche (Caudata), sondern auch Anuren. Sofern keine Standards vorliegen, die garantieren, dass importierte Amphibien frei von Pathogenen sind, ist als Sofortmaßnahme der Import asiatischer Amphibien zu stoppen, wie bereits in der Schweiz und den USA für Caudata aus Asien geschehen (Thiesmeier et al. 2017). Sollte das in absehbarer Zeit nicht gelingen, ist für die Amphibiendiversität Europas mit unabsehbaren Folgen zu rechnen.

Danksagung

Wir danken den jeweiligen Naturschutzbehörden in Nordrhein-Westfalen (Untere Naturschutzbehörden StädteRegion Aachen und Düren) und Rheinland-Pfalz (SGD Nord) für die Erteilung der relevanten Ausnahmegenehmigungen für den Fang von Tieren zwecks Probenahme von Hautabstrichen sowie den Fang und die kurzfristige Zwischenhalterung von Larven beim Larvenmonitoring. Die Untersuchungen von 2014–2017 wurden finanziert von (in alphabetischer Ordnung): Bezirksregierung Köln, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Landesamt für Natur-, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Nikolaus-Koch-Stiftung, Stiftung Artenschutz, Wilhelm-Peters-Fonds der Deutschen Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde, Zoo Landau. Letztlich danken wir allen Studierenden, FÖJlern und Praktikanten, welche im Rahmen verschiedener Projekte beim *Bsal*-Screening und dem Larvenmonitoring halfen, sowie allen ehrenamtlichen Naturschützern für die Meldung von Verdachtsfällen und die Zusendung von Probematerialien.

Literatur

Bloom, M., F. Pasmans, J. E. Longcore, A. Spitzen-van der Sluijs, F. Vercaemmen & A. Martel (2013): Duplex real-time PCR for rapid simultaneous detection of *Batrachochytrium dendrobatidis* and *Batrachochytrium salamandrivorans* in amphibian samples. – *Journal of Clinical Microbiology* 51: 4173–4177.

- Blooi, M., F. Pasmans, L. Rouffaer, F. Haesebrouck, F. Vercammen & A. Martel (2015). Successful treatment of *Batrachochytrium salamandrivorans* infections in salamanders requires synergy between voriconazole, polymyxin E and temperature. – *Scientific Reports* 5: 11788.
- Böll, S. (2015): Eigenverantwortung im Amphibienschutz – Verschleppung und Verbreitung gefährlicher wasserbürtiger Amphibienkrankheiten vermeiden. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47: 191–196.
- Bosch, J., S. Fernández-Beaskoetxea & B. Martín-Beyer (2010): Time for chytridiomycosis mitigation in Spain. – *Aliens: The Invasive Species Bulletin* 30: 54–58.
- Bosman, W., A. Spitzen-van der Sluijs & R. Zollinger (2017): Stand van zaken vuursalamander in Zuid-Limburg in 2016 – Monitoring Bunderbos en Vijlenerbos en stand van zaken vuursalamanders in opvang bij GaiaZOO en DoeZOO. – Nijmegen (Stichting Ravon).
- Brühl, C. A., T. Schmidt, D. Pieper & A. Alscher (2013): Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? – *Scientific Reports* 3: 1135.
- Collins, J. P. & A. Storfer (2003): Global amphibian declines: sorting the hypotheses. – *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- Cunningham, A. A., K. Beckmann, M. Perkins, L. Fitzpatrick, R. Cromie, J. Redbond, M. F. O'Brien, P. Ghosh, J. Shelton & M. C. Fisher (2015): Emerging disease in UK amphibians. – *Veterinary Record* 176: 468.
- Dalbeck, L. & K. Weinberg (2009): Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)? – *Hydrobiologia* 630: 49–62.
- DiGiacomo, R. F. & T. D. Koepsell (1986): Sampling for detection of infection or disease in animal populations. – *Journal of the American Veterinary Medical Association* 189: 22–23.
- Duffus, A. L. J. & A. A. Cunningham (2010): Major disease threats to European amphibians. – *Herpetological Journal* 20: 117–127.
- Feldmeier, S., L. Schefczyk, N. Wagner, G. Heinemann, M. Veith & S. Lötters (2016): Exploring the distribution of the spreading lethal salamander chytrid fungus in its invasive range in Europe – a macroecological approach. – *PLoS ONE* 11: e0165682.
- Laking, A. E., H. N. Ngo, F. Pasmans, A. Martel & T. T. Nguyen (2017): *Batrachochytrium salamandrivorans* is the predominant chytrid fungus in Vietnamese salamanders. – *Scientific Reports* 7: 44443.
- Lötters, S., A. Geiger, A. Kerres, B. Krebs, D. Ohlhoff, D. S. Schmeller, B. R. Schmidt, S. Steinfartz, M. Veith, M. Vences et al. (2015): Handlungsbedarf und anlaufende Aktivitäten vor dem Hintergrund der Bedrohung einheimischer Schwanzlurche durch einen neuen Salamander-Chytridpilz. – *Feldherpetologisches Magazin*, Heft 3: 39–40.
- Martel, A., M. Blooi, C. Adriaensen, P. van Rooij, W. Beukema, M. C. Fisher, R. A. Farrer, B. R. Schmidt, U. Tobler, K. Goka et al. (2014): Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. – *Science* 346: 630–631.
- Martel, A. A. Spitzen-van der Sluijs, M. Blooi, W. Bert, R. Ducatelle, M. C. Fisher, A. Woeltjes, W. Bosman, K. Chiers, F. Bossuyt et al. (2013): *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. – *PNAS* 110: 15325–15329.
- More, S., A. Bøtner, A. Butterworth, P. Calistri, K. Depner, S. Edwards, B. Garin-Bastuji, M. Good, M. Gort, D. G. Schmidt et al. (2017): Assessment of listing and categorisation of animal diseases within the framework of the Animal Health Law (Regulation (EU) No 2016/429): *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal). – *EFSA Panel on Animal Health and Welfare, FSA Journal* 15: 1–74.
- Murray, K. A., L. F. Skerratt, R. Speare & H. Mc Callum (2009): Impact and dynamics of disease in species threatened by the amphibian chytrid fungus, *Batrachochytrium dendrobatidis*. – *Conservation Biology* 23: 1242–1252.
- Nguyen, T. T., T. V. Nguyen, T. Ziegler, F. Pasmans & A. Martel (2017): Trade in wild anurans vectors the urodelan pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* into Europe. – *Amphibia-Reptilia* 38: 554–556.
- Kik, M., A. Martel, A. Spitzen-van der Sluijs, F. Pasmans, P. Wohlsein, A. Gröne & J. M. Rijks (2011): Rana-virus associated mass mortality in wild amphibians, The Netherlands 2010: a first report. – *The Veterinary Journal* 190: 284–286.

- Thiesmeier, B., S. Steinfartz, E. Andrä, T. Brandt, H. Buschmann, L. Dalbeck, C. Göcking, M. Hachtel, T. Kordges, N. Menke et al. (2017): Positionspapier Tierhandel, Tierhaltung und Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie 24: 119–127.
- Thiesmeier, B. & L. Dalbeck (2011): Feuersalamander – *Salamandra salamandra*. In: Hachtel, M., M. Schlüpmann, K. Weddeling, B. Thiesmeier, A. Geiger & C. Willigalla (Red.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1: 297–336. – Bielefeld (Laurenti).
- Sabino-Pinto, J., M. Bletz, R. Hendrix, R. B. Perl, A. Martel, F. Pasmans, S. Lötters, F. Mutschmann, D. Schmeller, B. R. Schmidt et al. (2015): First detection of the emerging fungal pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in Germany. – Amphibia-Reptilia 36: 411–416.
- Schmidt, B. R., C. Bozzuto, S. Lötters & S. Steinfartz (2017): Dynamics of host populations affected by the emerging fungal pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans*. – Royal Society Open Science 4: 160801.
- Schmidt, B. R., S. Furrer, A. Kwet, S. Lötters, D. Rödder, M. Sztatecsny, U. Tobler & S. Zumbach (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 15: 229–241.
- Schmidt, B., Gschwend, G. Bachmann, J.A. & P. Demond (2015): Use of removal sampling to estimate abundance of larval salamanders (*Salamandra Salamandra*) in streams. – Amphibia-Reptilia 36: 87–92.
- Spitzen-van der Sluijs, A., Spikmans, F., Bosman, W., de Zeeuw, M., van der Meij, T., Goverse, E., Kik, M., Pasmans, F. & A. Martel (2013): Rapid enigmatic decline drives the fire salamander (*Salamandra salamandra*) to the edge of extinction in the Netherlands. – Amphibia-Reptilia 34: 233–239.
- Spitzen-van der Sluijs, A., A. Martel, J. Asselberghs, E. K. Bales, W. Beukema, M. C. Bletz, L. Dalbeck, E. Goverse, A. Kerres, T. Kinet et al. (2016): Expanding distribution of lethal amphibian fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* in Europe. – Emerging Infectious Diseases 22: 1286–1288.
- Stegen, G., F. Pasmans, B. R. Schmidt, L. O. Rouffaer, S. Van Praet, M. Schaub, S. Canessa, A. Laudelou, T. Kinet, C. Adriaensen et al. (2017): Drivers of salamander extirpation mediated by *Batrachochytrium salamandrivorans*. – Nature 544: 353–357.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fishman & R. W. Waller (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. – Science 306: 1783–1786.
- Stuart, S. N., E. O. Wilson, J. A. McNeely, R. A. Mittermeier & J. P. Rodríguez (2010): The barometer of life. – Science 328: 177.
- Van Rooij, P., F. Pasmans, Y. Coen & A. Martel (2017): Efficacy of chemical disinfectants for the containment of the salamander chytrid fungus *Batrachochytrium salamandrivorans*. – PLoS ONE 12: e0186269.
- Veith, M. (1996): Feuersalamander *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). In: Bitz, A., K. Fischer, L. Simon, R. Thiele & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Band 1: 65–82. – GNOR (Eigenverlag).
- Wagner, N., S. Lötters, S. D. Bauer, J. Beninde, J. Ewen, G. Fichera, L. Feiler, S. Feldmeier, B. Fontaine, D. Göb et al. (2017): Zur Verbreitung des Gebänderten Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède, 1788) im Naturpark Südeifel sowie im rheinland-pfälzischen Teil des Naturparks Nordeifel (Amphibia Urodela Salamandridae). – Dendrocoptes 44: 67–80.
- Wake, D. B. & V. T. Vredenburg (2009): Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. – PNAS 105: 11466–11473.
- Webb, R., D. Mendez, L. Berger & R. Speare (2007): Additional disinfectants effective against the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Diseases of Aquatic Organisms 74: 13–16.