

## Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen – eine Literaturstudie

Hubert Laufer & Maria Wollenzin

### 1 Zusammenfassung

Amphibien aller Entwicklungsstufen zählen zum Nahrungsspektrum vieler Fischarten. Diese Prädation ist zunächst einmal nicht als Gefährdungsfaktor anzusehen, sondern als ein normaler Vorgang in der Natur. Eine Koexistenz zwischen Fischen und Amphibien ist möglich, hängt aber von der Beschaffenheit des Gewässers sowie der Fischzönose und deren Bestandsdichte ab. Bei Gewässern, die angelfischereilich genutzt werden, spielt darüber hinaus vor allem die Form der Bewirtschaftung eine entscheidende Rolle.

Für viele Amphibienarten und -artengemeinschaften konnte belegt werden, dass sie signifikant seltener in Gewässern vorkommen, in denen es Fische gibt.

Der Mensch ist der entscheidende Vektor bei der Verbreitung von Fischen in stehenden Gewässern. Andere Faktoren haben im Vergleich zum menschlichen Einfluss nur eine untergeordnete Bedeutung.

Sobald die Dichte der Fische und/oder das Spektrum der vorkommenden Arten durch menschliche Eingriffe verändert werden, sind negative Auswirkungen für die vorhandene Amphibienfauna zu erwarten. In der Regel werden Fische in deutlich größeren Mengen eingesetzt, als es den natürlichen Kapazitäten der betroffenen Gewässer entspricht. Oftmals werden gebietsfremde Arten oder sogar Neozoen eingesetzt.

In der Mehrheit aller Fälle sind die Auswirkungen, die das Auftauchen von Fischen in Gewässern hat, für Amphibien gravierend. Sie reichen von einer zahlenmäßigen Reduzierung der Individuen einzelner Amphibienarten über eine Reduzierung der Artenvielfalt bis zum Aussterben einzelner Arten oder ganzer Artengemeinschaften. Als wichtigste Komponente ist die direkte Schädigung durch Prädation zu nennen.

Amphibienbestände, die nach dem Besatz von Laichgewässern mit Fischen starke Einbrüche erlitten, können sich unter Umständen durch Entfernen der Fische und, falls nötig, entsprechende amphibiengerechte Gestaltung und Pflege ihrer Laichgewässer auch wieder erholen.

Fische können Amphibienbestände nicht nur direkt als Prädatoren negativ beeinflussen, sondern auch indirekt, indem sie z. B. als Überträger von Krankheiten fungieren.

Ein wichtiger Aspekt zum Schutz einheimischer Amphibien ist die Schaffung fischfreier Gewässer.

Das Einbringen von Fischen in Gewässer bedarf genauer Vorschriften, die es zum jetzigen Zeitpunkt nicht in ausreichender Form gibt.

### **Abstract**

Amphibians in all stages of development are an important part of different food chains and serve as food for many species of fish. The predation of eggs, tadpoles or adults by fish is not harmful to amphibians but quite a regular process in nature. Coexistence between fish and amphibians is possible, depending on the characteristics of the bodies of water (e. g., the existence of areas of shallow water, vegetation growing on the banks and under water), the species of fish present and their abundance. Fishermen play a decisive role by their means of using these waters. Many species of amphibians have been proven to be significantly less abundant if there were fish present. Examples of such amphibians are *Rana dalmatina* in Baden-Württemberg, *Hyla arborea* in temporary ponds in flood planes next to the Danube in Austria, *Lissotriton vulgaris* in Lombardy in Italy, *Lissotriton helveticus* in the south of France and *Lissotriton vulgaris* and *L. helveticus* in many populations all over Central Europe.

Man is the main driver for spreading fish in stagnant waters. Stagnant waters that are easily accessible by motorized vehicles are more often populated by fish than those that are difficult to access or inaccessible. Compared to human influence, other factors, such as natural colonization during floods, are of minor importance and are restricted to flood zones. No evidence has been found for the transfer of roe by ducks, which is often claimed as an important way of spreading fish. This manner of colonization supposedly occurs rarely.

As soon as the number of fish and/or the spectrum of species of fish are altered by human interference, negative consequences for the existing amphibian populations are to be expected. Usually fish are stocked in such a great abundance that the existing natural conditions of the waters are insufficient to sustain their survival. Very often the species which have been stocked are not endemic to these waters or are even invasive species.

In most cases the presence of fish is detrimental to amphibians. The following effects can occur: a reduction in the number of individuals within amphibian species; a reduction of the variety of species; the extinction of some species; the extinction of complete population communities. The worst impact, however, is caused by predation by carnivorous as well as omnivorous and even herbivorous fish. This is true for almost all amphibian species that have been studied. *Hyla arborea* and *Triturus cristatus* seem to be especially sensitive to the introduction

of fish in Middle Europe. For both species the occurrence of fish in ponds where they reproduce results in a tremendous decline of their populations. They frequently go extinct.

Amphibian communities may possibly recover if fish are removed. If necessary, the waters must be reverted back to a state where the amphibians can reproduce. Several times populations of *Hyla arborea* and *Triturus cristatus* that had almost gone extinct were observed to recover after the removal of fish. However, a population of *Alytes obstetricans* that had almost gone extinct after the introduction of fish had not yet recovered 7 years after the removal of these fish. Some paedomorphic newts in Europe died out after the introduction of fish and did not regenerate after the fish had been removed.

Fish can also have indirect negative impacts on amphibian communities, for example by carrying diseases. Diseases can be spread over large areas not only by fish but also by the water in which the fish were caught and transported.

Establishing waters free of fish is one way of protecting amphibians. It is necessary to ensure that these remain free of fish. If necessary, the waters must be put into a state meeting the needs of amphibians.

Regulations have to be made pertaining to the introduction of fish which do not exist so far. Stocking has to be restricted to endemic species and regional varieties. It has to be approved by the appropriate authorities. Documentation must take place obligatorily and be made public.

## **2 Einleitung und Aufgabenstellung**

Ziel der vorliegenden Literaturstudie ist es, die Auswirkungen von Fischen auf Amphibien-(Populationen) zu beurteilen, denn Amphibien verzeichnen weltweit einen starken Rückgang, viele Arten sind vom Aussterben bedroht. Die Ursachen dieser Entwicklung sind vielfältig (KWET & LÖTTERS 2008). Ein Aspekt, dem bei der Gefährdung von Amphibien schon seit langer Zeit ein entscheidender Einfluss zugeschrieben wird, ist der Fehlbesatz stehender Gewässer mit Fischen (FLINDT & HEMMER 1969, HEUSSER & SCHLUMPF 1971, BROGGI 1975, FILODA 1981, GEBHARDT 1983).

Es gibt zahlreiche Untersuchungen über Art und Ausmaß der Auswirkungen, die die Anwesenheit von Fischen auf Amphibienpopulationen hat. Einen Überblick bieten z. B. BAUER & LAUFER 2007, die Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch) 2007 und BREUER 1992. Es handelt sich hierbei nicht um ein regional beschränktes Problem oder einen Gesichtspunkt, der nur für wenige Amphibienarten von Bedeutung ist. Vielmehr beschäftigen sich Wissenschaftler und Naturschützer weltweit mit dieser Thematik. Das Hauptaugenmerk richtet sich auf die Frage, inwieweit das Vorkommen von Am-

phibien in Gewässern von der An- oder Abwesenheit von Fischen beeinflusst wird. Zu dem Ergebnis, dass die Anwesenheit von (carnivoren) Fischen negativ mit dem gleichzeitigen Vorkommen von Amphibien in Gewässern gekoppelt ist, kommen bei der Untersuchung verschiedener Amphibienarten(gemeinschaften) in Europa bzw. Nordamerika z. B. BOSCH et al. (2006), BRAÑA et al. (1996), BRÖNMARK & EDENHAMN (1994), CUNNINGHAM (2009), DENOËL & LEHMANN (2006), HARTEL et al. (2007), KNAPP et al. (2001), KNAPP (2005), ORIZAOLA & BRAÑA (2006), PEARSON & GOATER (2008), RESHETNIKOV (2012), SMITH & SMITH (2015), SPOLWIND et al. (2001), WELSH et al. (2006) und VAN BUSKIRK (2003), der nach einer Befragung von Herpetologen Daten zu zwölf europäischen und acht amerikanischen Amphibienarten zusammenstellte.

Die Anwesenheit oder das Fehlen adulter Amphibien bei gleichzeitiger Anwesenheit von Fischen ist alleine noch kein ausreichender Hinweis auf eine mögliche Koexistenz oder Beeinträchtigungen, die auf die Anwesenheit von Fischen zurückgeführt werden können. Vielmehr muss z.B. eine erfolgreiche Reproduktion und deren potenzielle Beeinträchtigung betrachtet werden. Die Entwicklung einer Amphibienpopulation muss über einen längeren Zeitraum hinweg untersucht werden, und Effekte, die die Anwesenheit von Fischen mit sich bringt, müssen erkannt werden. Dazu gehören außer prädationsbedingten Populationsschwankungen auch Wanderbewegungen der Amphibien innerhalb eines Gewässersystems, die auf die An- und Abwesenheit von Fischen in den Gewässern dieses Systems zurückgeführt werden können, das Auftreten von Krankheiten innerhalb einer Amphibienpopulation und die Verbreitung dieser Krankheiten durch Fische bzw. Fischbesatz sowie die Entwicklung der Gewässerstruktur und -qualität nach der Vernichtung submerser Pflanzen, Gewässereintrübung, Eutrophierung und Verschlammung aufgrund der Anwesenheit von Fischen.

Bei den Fischen ist zunächst zwischen dem natürlichen Fischbestand und Fischbesatz zu unterscheiden. Unter Fischbesatz wird in dieser Studie die Anwesenheit derjenigen Fische verstanden, die durch den Menschen aktiv in Gewässer eingebracht werden. Dies geschieht häufig durch Fischer und Angler aufgrund der Hegepflicht, aber auch durch Privatpersonen, die Fische aus dem Gartenteich oder Aquarium aussetzen. Leider sind dies häufig Zuchtformen oder fremdländische Arten, z. B. Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Goldfisch (*Carassius auratus*), Koi (*Cyprinus carpio*-Zuchtform). Im Gewässer kann man es den Fischen nicht immer ansehen, ob sie zur natürlichen Fischfauna gehören, oder ob sie ausgesetzt wurden, es sei denn, es handelt sich um gebietsfremde Individuen, oder ihr Bestand ist deutlich höher, als es von den natürlichen Bedingungen im Gewässer her möglich wäre. Daher wird in dieser Studie von allgemeinen Auswirkungen durch Fische auf Amphibienpopulationen gesprochen.

Es gibt auch Studien zu der Fragestellung, inwieweit Amphibien die Anwesenheit von Fischen in Gewässern erkennen können, und ob dieses Erkennen zu Verhaltensanpassungen führt(e). Auf diese Art von Wechselwirkungen zwischen Fischen und Amphibien wird hier nicht näher eingegangen.

### **3 Koexistenz Fische – Amphibien**

Es stellt sich die Frage, ob trotz der mehr oder weniger ausgeprägten „Räuber-Beute-Beziehung“ zwischen Fischen und Amphibien eine Koexistenz zwischen den Arten beider Gruppen möglich ist, bzw. wie so eine natürliche Koexistenz aussehen könnte.

#### **3.1 Fließgewässer einschließlich der Überschwemmungsflächen**

Naturnahe Auelandschaften sind für Amphibien die wertvollsten Lebensräume. Die meisten Amphibien haben hier ihre größten Bestände. Vor allem für Kammolch (*Triturus cristatus*), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), Gelbbauchunke (*Bombina orientalis*), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Springfrosch (*Rana dalmatina*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*) sind sie die bedeutendsten Biotope. Die Entfernung temporärer Gewässer in Überschwemmungsflächen (Auen), weil sie „Fischfallen“ sind, führt zu einer erheblichen Beeinträchtigung für die betroffenen Amphibienarten. Als Fischfalle bezeichnet man ein temporäres Gewässer, in das Fische bei Hochwasser gelangen, und aus dem sie beim Abfließen des Wassers nicht mehr herauskommen.

SOUND & VEITH (1994) stellten fest, dass sich in den von ihnen untersuchten Bächen die scheinbar deutliche Abhängigkeit der Larvendichten des Feuersalamanders (*Salamandra atra*) von der Forellendichte statistisch nicht absichern ließ. Die Koexistenz von Salamanderlarven und Bachforellen (*Salmo trutta – fario*) ist nach ihrer Erkenntnis in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Gewässerbetts durchaus möglich. Die Bedingungen dafür sind in naturnahen Bachabschnitten gegeben, in denen die Strukturvielfalt des Bachbetts eine kleinräumige Trennung der Aufenthaltsplätze erlaubt. Hier fanden sie Salamanderlarven zusammen mit Jungforellen unter Steinen flach auslaufender Uferpartien, während die größeren, als Prädatoren in Frage kommenden Bachforellen, die großen Kolke besetzten.

Auch WÜSTEMANN und SCHRÖDER (2011) berichten, dass in ihrem Untersuchungsgebiet ein Großteil der beobachteten Feuersalamanderlarven und Bachforellen in räumlich voneinander getrennten Bachabschnitten vorkamen. Gleichzeitig gab es Bereiche, in denen sie beide Arten im gleichen Mikrohabitat vorfanden. Die Autoren nehmen an, dass die Koexistenz der beiden Arten trotz eines hohen Prädationsdruckes in den gemeinsam besiedelten Habitaten möglich ist, weil die Fließgewässerstruktur eine räumliche Trennung von Lar-

ven und Bachforellen ermöglicht und aufgrund der hohen Populationsdichte des Feuersalamanders im Untersuchungsgebiet genügend Larven die Metamorphose erfolgreich durchlaufen.

BLAU (2002) kommt bei einer Untersuchung von Bächen in Dresden ebenfalls zu dem Schluss, dass eine Koexistenz von Feuersalamanderlarven und Bachforellen nur möglich ist, wenn genügend Mikrolebensräume für die Larven vorhanden sind, die für Fische nicht zugänglich sind. Er berichtet, dass die gleichzeitige Anwesenheit von Bachforellen einen großen Einfluss auf die Häufigkeit und räumliche Verteilung der Salamanderlarven in einem Bach sowie auf den Fortpflanzungserfolg des Feuersalamanders hat.

Im Überschwemmungsbereich des Rheins südlich von Breisach wurden in neun kleineren stehenden Gewässern Fische und Amphibien untersucht (TROSCHEL 1998, LAUFER 1998). In zwei der Gewässer wurde eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna festgestellt. Die Elektrofischung ergab für diese Gewässer keinen bzw. einen mit fünf bis zu 5 cm langen Aalen (*Anguilla anguilla*) und Schleien (*Tinca tinca*) nur sehr geringen Fischbestand. Gewässer mit mittlerem Amphibienbestand enthielten einen deutlich größeren Fischbestand und in solchen mit geringem Amphibienbestand war der Fischbestand am höchsten.

Die Ergebnisse am Rhein entsprechen denen von Untersuchungen in der Donau. In den Aueteichen der Donau konnte eine Koexistenz von Amphibien und Fischen nur in strukturreichen, größeren Altarmen festgestellt werden (vgl. Abbildung 1). Sonst wurde nur in fischfreien Teichen eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna gefunden (PINTAR & SPOLWIND 1998).



Abb. 1: Gutes Amphibiengewässer auf einer Rinderweide im Einflussbereich des Rheins mit zehn Amphibienarten (u. a. Kammolch, Gelbbauchunke, Moorfrosch, Springfrosch, Grasfrosch).

Eine Untersuchung in der Elbtalau bei Rühstädt ergab ähnliche Resultate (LAUFER 2002). Von 84 Gewässern, die auf einer Fläche von 140 ha Größe untersucht wurden, sind 72, also 85 %, temporär und damit fischfrei. Im Untersuchungsgebiet wurden neun Amphibienarten mit teilweise hohen Abundanzen festgestellt, z. B. 159 rufende Männchen der Rotbauchunke, 3.710 Laichballen des Moorfroschs und 64 Kammolche. Das Amphibienvorkommen in diesem Gebiet ist landesweit bedeutsam.

### 3.2 Stehende permanente Gewässer

In permanenten Stillgewässern leben unter anderem Kammolch, Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*), Springfrosch und Kleiner Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*). Für diese Arten ist die amphibiengerechte Erhaltung dieses Gewässertyps von Bedeutung.

FILODA (1981) fand in künstlichen Hobbyfischteichen (siehe Abb. 2) und in mit Fischen überbesetzten Angelteichen nur große Populationen der Erdkröte und mäßige Bestände von Wasserfröschen (*Pelophylax spec.*). In Gewässern mit hohem Aal- (*Anguilla anguilla*) und Hechtbesatz (*Esox lucius*) konnten außer großen Erdkrötenpopulationen keine Amphibienbestände gefunden werden. Knoblauchkröte, Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und Moorfrosch meiden nach seinen Beobachtungen tiefere (strukturarme) Hobbyteiche, da sie flache Verlandungsbeiche mit Seggenbeständen benötigen.



Abb. 2: Strukturarmer Fischteich mit wenigen Individuen der Erdkröte und des Grasfroschs.

Dagegen stellte er in Gewässern mit „natürlichem“ Fischbestand auch Rotbauchunke und Laubfrosch fest. FILODA schloss daraus, dass große Verluste für Amphibien immer dort entstehen, wo Gewässer so stark mit Fischen besetzt werden, dass eine Fütterung notwendig ist. Jedes ökologisches Gleichgewicht sei in diesem Fall verloren gegangen.

CLAUSNITZER (1983) fand in Fischzuchtanlagen des Landkreises Celle ausschließlich in Jungfischteichen die Entwicklung hoher Abundanzen von Wasserfrosch und Knoblauchkröte. Die mit Mastkarpfen (*Cyprinus carpio*) besetzten Teiche waren in der Regel frei von Amphibienlarven. In Angelgewässern mit stark erhöhten Fischbeständen und Vegetationsarmut konnten sich Amphibien meist nicht vermehren. Auch in dicht besetzten Forellenteichen konnten sich nach seinen Beobachtungen nur Larven der Erdkröte entwickeln. Wegen oft völlig fehlender Vegetation sind viele Forellenteiche aber gänzlich amphibienfrei.

Sowohl in Österreich als auch in Ungarn stellte er dort, wo ausgedehnte und dichte Schilfbestände die Ufer säumten, in die Karpfen nicht eindringen konnten, Larven von Rotbauchunke und Laubfrosch fest. Im freien Wasser beobachtete er nur Larven der Erdkröte.

In Teichen, die dicht mit Hornkraut (*Ceratophyllum*) und Krebschere (*Stratiodes aloides*) bewachsen waren, kamen Karauschen (*Carassius carassius*) und Schleien in Koexistenz mit Wasser-, Gras- und Moorfrosch vor, bis diese Teiche in Angelteiche umgewandelt wurden, danach nahmen die Amphibien deutlich ab.

Aus all diesen Beobachtungen muss mit CLAUSNITZER (1983) geschlossen werden, dass das Verhältnis zwischen Lurchen und Fischen weniger durch die Räuber-Beute-Beziehung zwischen beiden Artengruppen, als vielmehr vom Zustand des Gewässers und der Art seiner Bewirtschaftung bestimmt wird.

In struktur- und/oder makrophytenreichen Gewässern, in denen Strategien zur Feindvermeidung wirksam werden können, ist eine Koexistenz zwischen Arten beider Gruppen möglich. Ändern sich allerdings diese Voraussetzungen, etwa durch nachteilige Entwicklung von Flachwasserbereichen, durch Verlust der Submersflora, durch das Aussetzen nicht heimischer Arten und durch fehlerhaften Fischbesatz (Bewirtschaftung), kommt es zunehmend zur Verdrängung der Amphibien.

### 3.3 Stehende temporäre Gewässer

Die Erhaltung und Neuschaffung dieses Gewässertyps ist im Amphibienschutz eine der wichtigsten Aufgaben, denn sie sind in der Regel fischfrei. Viele Arten wie z. B. Gelbbauchunke, Kreuz- und Wechselkröte (*Bufo viridis*) haben sich auf diesen Gewässertyp spezialisiert. Auf ihre Bedeutung für die einzelnen Amphibienarten und die Effekte, die die Besiedlung mit Fischen hat, wird bei den einzelnen Arten eingegangen.

#### **4 Allgemeine Auswirkungen auf Amphibien durch Angelsport**

Bei dieser Betrachtung werden Fischzuchtanlagen nicht berücksichtigt. Es sind nur Maßnahmen aufgezählt, die von Anglern durchgeführt werden, und die sich auf Amphibien und ihre Lebensräume auswirken.

- Fischbesatz nur mit gebietstypischen Arten und an das Gewässer angepasst (abgestimmt)
- Fischbesatz mit nicht einheimischen Arten oder mit nicht für das Gewässer geeigneten heimischen Arten. Dies kann unbeabsichtigt geschehen, wenn bei Berufsfischern Fische für den Besatz erworben wurden, die zuvor in verschiedenen Gewässern gefangen wurden, oder wenn bei Fischzüchtern „Mischbesatz“ eingekauft wird. Dabei werden gebietsfremde Arten quasi als blinde Passagiere mit ins Gewässer ausgesetzt.
- Beseitigen von „Fischfallen“
- Beseitigung der Ufervegetation
- Beseitigung von Unterwasservegetation und Schwimmblattvegetation
- Entfernen von Flachwasserzonen
- Verbauung der Uferzonen
- Entnahme von Amphibienlaich
- Füttern von Fischen (Eutrophierung).

#### **5 Die Besiedlung neuer Gewässer durch Fische**

Es gibt folgende Möglichkeiten, wie Fische stehende Gewässer besiedeln können (Fischarten, die über Land wandern können, werden außer Acht gelassen):

- Gewässerwechsel in Überschwemmungsgebieten während Hochwasserereignissen
- Gewässerwechsel über Gerinne, die bei Starkregen entstehen
- Einwanderung über Fließgewässer, an die stehende Gewässer angebunden sind
- Einbringen von Wasserpflanzen aus anderen Gewässern
- Verfrachtung von Fischlaich an Wasservögeln
- Aktives Ein-/Umsetzen durch den Menschen.

##### **5.1 Natürliche Besiedlung (passive und aktive Fischbewegungen)**

Das Auftreten von Hochwasser, durch das eine kurzzeitige Verbindung von sonst nicht aneinander gebundenen Gewässern entsteht, ist eine Erklärung dafür, wie in ursprünglich fischfreien Gewässern eine Fischfauna aufkommen

kann (CLAUSNITZER 2010). Fische besiedeln auf diesem Weg neue Lebensräume. Auch Starkregen ermöglicht es Kleinfischen wie dem Neunstachligen Stichling (*Pungitius pungitius*), über kurzfristig bestehende Gerinne andere Gewässer zu besiedeln (BRANDT et al. 2009). Über eine (kurzzeitige) Anbindung an Gräben oder Fließgewässer können auch größere Fische in stehende Gewässer gelangen. Dies wird durch die schriftliche Mitteilung von Susanne Leber bestätigt, dass im Biosphärenreservat Spreewald in einer Reihe neu angelegter Amphibiengewässer diejenigen, die Anschluss an Fließgewässer hatten, kleine Hechte und teilweise Barsche aufwiesen.

## 5.2 Verfrachtung mit Wasserpflanzen

Bei der Anlage neuer Gewässer kann es vorkommen, dass mit der Bepflanzung dieser Gewässer Fischeier, die an den neu eingebrachten Wasserpflanzen haften, in das neu angelegte Gewässer eingeschleppt werden (SCHEFFEL 2007), und so zur Besiedlung mit Fischen führen. PEYER (2009) konnte dies in seiner Untersuchung nicht bestätigen: 65 Gewässer, in die Wasserpflanzen eingebracht wurden, waren fischfrei. Allerdings bleibt zu klären, zu welchem Zeitpunkt die Pflanzen gesetzt wurden – im Frühling/Frühsummer, zur Laichzeit der Fische, oder zu einem anderen Zeitraum. Darüber, ob und in welchem Ausmaß auf diesem Weg Fischpopulationen in Gewässern neu aufkommen können, liegen uns keine Daten vor.

## 5.3 Verfrachtung an Wasservögeln

Häufig wird behauptet, dass Enten Fischlaich von einem Gewässer zu einem anderen verschleppen und dadurch zu einer Besiedlung mit Fischen beitragen. Fischlaich quillt nach dem Ablegen stark auf und wird sehr klebrig. Er könnte an den Füßen, am Schnabel oder im Gefieder von Wasservögeln haften bleiben und auf diesem Weg in ein anderes Gewässer verfrachtet werden. Laut SCHEFFEL (2007) gibt es jedoch noch keinen Nachweis darüber, dass Fischlaich in Entengefieder haften bleiben kann, für die Überlebensfähigkeit des Laichs an der Luft gibt es Belege. Auch der Aufprall auf die Wasseroberfläche, wenn die Enten landen, und Temperaturunterschiede, wenn der Fischlaich aus dem Wasser an die Luft kommt, stellen keine Gefährdung dar.

Fischbrut unterliegt meist einer hohen Mortalitätsrate. SCHEFFEL (2007) berichtet, dass für die Fischbrut in der Themse eine natürliche Sterblichkeit von fast 100 % ermittelt wurde. Unter solchen Bedingungen wären größere Mengen an Fischlaich zur erfolgreichen Neubesiedlung fischfreier Gewässer nötig. Gilt dies auch in mitteleuropäischen Kleingewässern, müssten Vögel wiederholt Fischlaich in ein Gewässer einschleppen, um die Entstehung einer Fischfauna zu ver-

ursachen. Der Kontakt mit den Fischeiern müsste während des Quellvorgangs des Fischlaichs erfolgen, die Menge an verschlepptem Laich müsste eine Größenordnung haben, die die Entwicklung einer Fischpopulation im zu besiedelnden Gewässer ermöglicht. SCHEFFEL hält dies am ehesten für den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) für vorstellbar, weil dessen Laich in langen Gallertbändern angeordnet ist. Insgesamt betrachtet geht er jedoch davon aus, dass diese Art der Besiedlung eines Gewässers mit Fischen eine Ausnahme darstellt. Bei Fischarten, bei denen wenige Jungtiere ausreichend sind, um eine neue Population aufzubauen, wäre die Verfrachtung einer geringen Anzahl an Eiern möglicherweise ausreichend, um ein Gewässer neu zu besiedeln.

PEYER (2009) führte eine Befragung von Teichbesitzern durch. Er ermittelte für 113 Gewässer unter anderem, ob Fische im Gewässer lebten, wie sie in das Gewässer kamen und ob Wasservögel auf den Gewässern beobachtet wurden (Abb. 3). Auf 50 von 79 fischfreien Gewässern wurden Wasservögel beobachtet, sowie auf 26 von 34 Gewässern mit Fischmeldungen. Für 33 der von Fischen besiedelten Gewässer war bekannt, dass die Fische eingesetzt worden waren, eines wurde vermutlich über einen Bach, an den es angeschlossen ist, besiedelt. Da 50 Gewässer trotz Beobachtungen von Wasservögeln fischfrei blieben, kann die weit

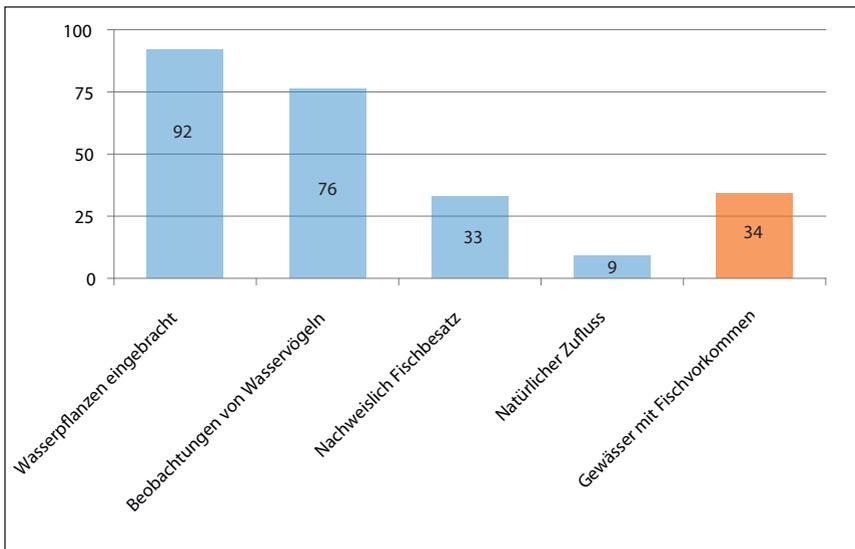


Abb. 3: Von den 34 Teichen mit Fischen sind die Fische in 97 % durch Fischbesatz in die Gewässer gelangt. Das Einbringen von Wasserpflanzen oder durch Wasservögel spielt eine unbedeutende Rolle. Nach PEYER (2009).

verbreitete Ansicht, dass Wasservögel Fischeier in ehemals fischfreie Gewässer verschleppen, von PEYER nicht bestätigt werden.

SCHMIDT (2013) analysiert, unter welchen Voraussetzungen Enten Fischlaich zwischen verschiedenen Gewässern transportieren können und als Folge ein Gewässer neu mit Fischen besiedelt wird. Er kommt zu dem Schluss, dass eine Besiedlung von Gewässern auf diesem Weg nicht ausgeschlossen werden kann und in Ausnahmefällen auch vorkommt. Belege dafür gibt es nicht. Andere Erklärungen für die Ausbreitung von Fischen sind viel stichhaltiger, eine Ausbreitung durch Eingriffe des Menschen spielt eine deutlich größere Rolle.

Es ist davon auszugehen, dass Wasservögel für die Verbreitung von Fischen, vielleicht mit Ausnahme des Flussbarschs, keine nennenswerte Rolle spielen.

#### **5.4 Aussetzen durch den Menschen**

In den meisten Fällen kommen Fische durch Aussetzen durch den Menschen in ein Gewässer: Fischer und Angler, die der Hegepflicht nachkommen, aber auch Aquarianer und Gartenteichbesitzer, die ihre Fische auf diesem Weg „entsorgen“, bringen Fische in Gewässer ein. Laut FREYHOF (2003) sind Besatzmaßnahmen der Hauptgrund für das Auftreten nicht einheimischer invasiver Fischarten in Deutschland, sowie für die Verschleppung einheimischer Arten über ihre Verbreitungsgrenzen hinaus. SCHEFFEL (2007) zieht in seiner Literaturrecherche die Schlussfolgerung, dass bei der Verbreitung von Fischarten in Stillgewässern Eingriffe durch den Menschen der wesentliche Faktor sind. Auch BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) vertreten diesen Standpunkt. ORTMANN (2009) kommt aufgrund der Artenzusammensetzung der Fischfauna, die bei Befischungen eines Gewässerverbundes in Krefeld ermittelt wurde, zu der Schlussfolgerung, dass das Aussetzen allochthoner Arten ein Problem an leicht zugänglichen Gewässern ist. CLAUSNITZER (2010) konnte für einige der von ihm untersuchten Gewässer ausschließen, dass die Fische auf einem anderen Weg als durch Besatz in diese Gewässer gelangten. Er stellte weiterhin fest, dass abgelegene Gewässer, die nicht angefahren werden konnten, oft über sehr lange Zeit fischfrei blieben. SCHEFFEL (2007) zitiert COPP et al. (2005), die in London ebenfalls einen Zusammenhang zwischen der Erreichbarkeit von Gewässern und der Häufigkeit von Fischbesatz fanden.

#### **5.5 Zusammenfassende Betrachtung zur Fischbesiedlung**

Nimmt man alle bekannten Informationen zur Besiedlung von Gewässern mit Fischen zusammen, so ergibt sich folgendes Bild: In stehenden Gewässern außerhalb von Überschwemmungsflächen und wenn keine Anbindung an Fließgewässer besteht, kommen Fische in der Regel durch Einsetzen durch den Menschen

in ein Gewässer. In der Mehrheit aller Fälle entsprechen die Fischpopulationen weder im Hinblick auf ihr Artenspektrum noch im Hinblick auf die Menge eingesetzter Fische den natürlichen Gegebenheiten und Kapazitäten der Gewässer. Alle anderen Möglichkeiten, wie Verfrachtung von Fischlaich mit Pflanzen oder durch Enten, dürften die große Ausnahme sein.

## **6 Auswirkungen durch Fische auf Amphibien**

### **6.1 Prädation durch Fische**

GUNZBURGER & TRAVIS (2005) kommen in einer Literaturstudie, der 142 Veröffentlichungen über die Ungenießbarkeit von Amphibieneiern und -larven zugrunde lagen, zu dem Ergebnis, dass

- Eier und frisch geschlüpfte Larven häufiger verschmäht wurden als die beweglichen Larvenstadien
- Arten, die in temporären Gewässern laichen, häufiger von Fischen gefressen werden als Arten, die in permanenten Gewässern leben und laichen. Dieser Unterschied ist signifikant.
- es keine Amphibienart gibt, die von allen Prädatoren verschmäht wird, noch weniger von einem Typ von Prädatoren (Fische, vergleiche dazu auch Tab. 1)

Ungenießbarkeit sollte ihrer Meinung nach im Zusammenhang Räuber – Beute – alternative Beute gesehen werden, und nicht als singuläre Eigenschaft. Sie scheint jedoch ein wichtiger Abwehrmechanismus für Eier und frisch geschlüpfte Larven in permanenten Gewässern zu sein.

#### **6.1.1 Prädation von Amphibienlaich**

Fische scheinen Amphibienlaich nicht gezielt zu suchen und zu fressen, wie es für die Kaulquappen des Grasfroschs und für den Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) bekannt ist (HEUSSER 1970, MEISTERHANS & HEUSSER 1970). Der nicht heimische, aber in den 1970er Jahren vielfach besetzte Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) dürfte bei seinem sehr effektiven Abweiden von Pflanzenbeständen auch daran haftende Amphibieneier mit aufnehmen. Eine beiläufige Aufnahme von Amphibienlaich kann auch beim Karpfen nicht ausgeschlossen werden. Das Fressen von Fischlaich ist vom Döbel (*Leuciscus cephalus*) bekannt (LADIGES & VOGT 1965), wahrscheinlich nimmt er auch Amphibienlaich auf. Auch der Neunstachelige Stichling kann binnen weniger Tage frischen Gelbbauchunkenlaich vernichten (NIEKISCH 1995). LEU et al. (2009) konnten im Labor eine hundertprozentige Prädation von Grasfroschlaich durch Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*) beobachten. In HARTEL et al. (2007) wird berichtet, dass einer der Autoren (HARTEL) Sonnenbarsch

Tab. 1: Prädation von Kaulquappen durch Fische

|                          | Feuersalamander | Bergmolch | Kammolch | Fadenmolch | Teichmolch | Geburtshelferkröte | Gelbauchunke | Knoblauchkröte | Erdkröte | Kreuzkröte | Wechselkröte | Laubfrosch | Moorfrosch | Grasfrosch | Teichfrosch | Kl. Wasserfrosch | Wasserfrösche |
|--------------------------|-----------------|-----------|----------|------------|------------|--------------------|--------------|----------------|----------|------------|--------------|------------|------------|------------|-------------|------------------|---------------|
| Bachforelle              | +++             |           |          |            |            |                    |              |                |          |            |              |            |            | +++        |             |                  |               |
| Regenbogenforelle        |                 | ++        |          | ++         | +++        |                    | +++          |                | ?        | ++         | +            |            |            | +++        | +++         |                  |               |
| Hecht                    |                 |           |          |            |            |                    |              |                | +++      |            |              | +++        |            | ++         |             |                  |               |
| Rotaue oder Plötze       |                 |           | +++      |            | +++        |                    | +++          | +++            | +        | +++        | +            | +++        |            | ++         | +++         |                  |               |
| Döbel                    |                 | +++       |          |            | +++        |                    | +++          |                | +++      | +++        | +++          |            |            | +++        | +++         | +++              |               |
| Elritze                  |                 |           |          |            |            |                    |              |                | -        |            |              |            |            | +++        |             |                  |               |
| Rotfeder                 |                 | +++       |          |            | +++        |                    | ?            |                | +        | +++        | ?            |            |            | +++        | +++         |                  | +++           |
| Schleie                  |                 | ++        |          |            | +++        | +++                | +++          |                | -        | +++        | -            | +++        |            | ?          | ?           |                  | +++           |
| Gründling                |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | -        | -          | -            |            |            | +++        | ++          |                  | +             |
| Ukelei                   |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | -        | ++         | -            |            |            | +++        |             |                  | -             |
| Brachse oder Blei        |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | -        | +++        | ++           |            |            |            | +++         |                  | +++           |
| Bitterling               |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | -        | -          | -            |            |            | +++        |             |                  | +             |
| Goldfisch                |                 |           |          |            |            |                    |              |                |          |            |              | +++        |            | +++        |             |                  |               |
| Karusche                 |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | +        | ++         | ++           |            |            | +++        | +++         |                  | +++           |
| Giebel                   |                 |           |          |            |            |                    |              |                | -        |            |              |            |            | +++        |             |                  |               |
| Karpfen                  |                 | +++       | +++      |            | +++        |                    | +++          |                | ++       | +++        | +++          | +++        | +++        | +++        | +++         | +++              | +++           |
| Aal                      |                 | +++       |          |            | +++        |                    | +++          |                | -        |            | -            |            |            | ?          | +++         |                  |               |
| Flussbarsch              |                 |           | +++      |            |            |                    | +++          | ++             | +++      | ++         | ++           |            |            | +++        | +++         |                  |               |
| Sonnenbarsch             |                 |           |          |            |            | +++                | +++          | +++            | ++       | +++        | +++          |            |            | +++        | +++         | +++              | +++           |
| Dreistachliger Stichling |                 | +++       | +++      |            |            |                    | P            |                | -        | +          |              | +++        |            | P          |             |                  | P             |
| Neunstachliger Stichling |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                |          |            |              | ?          |            |            |             |                  |               |
| Moderlieschen            |                 |           |          |            |            |                    | +++          |                | -        | -          | -            | +++        |            | +++        |             |                  | +             |

+++ starke Prädation, ++ Prädation, + kaum Prädation, P Prädation, Ausmaß unbekannt, - keine Prädation, ? Angaben widersprüchlich

und Flussbarsch beobachtete, die Amphibienlaich fraßen. SCHEFFEL (2007) führt eine mündliche Mitteilung von Buschmann auf, nach der die Schleie erhebliche Mengen an Amphibienlaich verzehren kann.

GEBHARDT (1983) gibt als Ergebnis seiner Fressversuche an, dass der Laich von Erd-, Kreuz- und Wechselkröte zu einem bestimmten Prozentsatz durch Fische geschädigt wird.

### 6.1.2 Prädation von Kaulquappen

Kaulquappen stellen für Fische ein vorübergehend reiches Nahrungsangebot dar. Diesen Nahrungsbeziehungen widmen sich zahlreiche Untersuchungen. SEMLITSCH (1993) untersuchte, welche Auswirkungen die Anwesenheit unterschiedlicher Prädatoren auf die Überlebensrate von Kaulquappen des Teichfroschs (*Pelophylax esculentus*) und des kleinen Wasserfroschs (*Pelophylax lessonae*) hatten. Bei der Anwesenheit von Fischen kam es zu einer Totalprädation (Abb. 4).

Die Prädation von Kaulquappen wurde für viele Fischarten nachgewiesen. Die Larven verschiedener Amphibienarten unterliegen dieser Prädation aber nicht

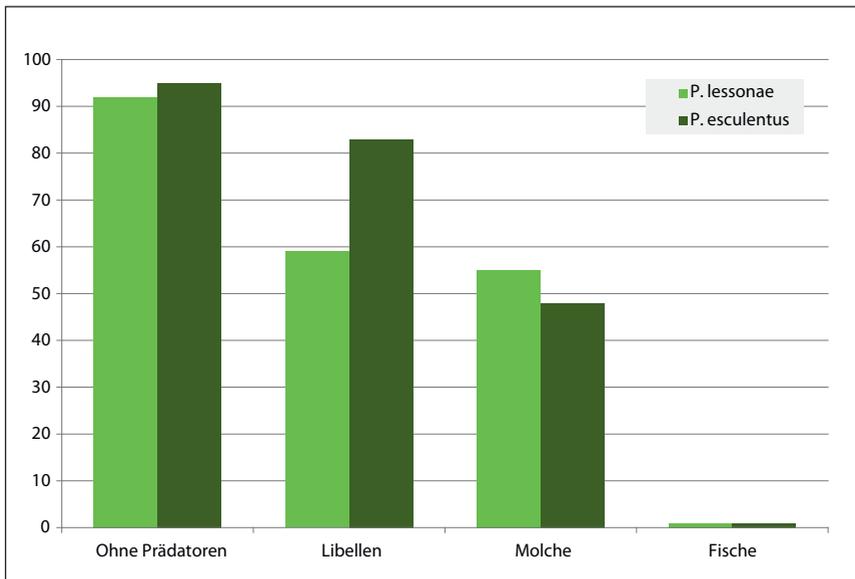


Abb. 4: Anteil an Kaulquappen von *Pelophylax lessonae* und *Pelophylax esculentus*, die bei der Anwesenheit unterschiedlicher Prädatoren jeweils überlebten. Fische haben eindeutig die größten Auswirkungen. Die Daten wurden in sechs künstlichen Teichen erhoben. Nach SEMLITSCH (1993).

in gleichem Maße. Amphibienlarven werden nicht nur von „Raubfischen“ gefressen. Sie gehören zum Nahrungsspektrum von Allesfressern und werden sogar von Pflanzenfressern erbeutet. Eine genauere Darstellung, welche Fischarten Kaulquappen welcher Amphibienarten fressen, findet sich bei BAUER & LAUFER (2007). Nach Angaben von BAUER & LAUFER (2007) und unter Berücksichtigung von BUSCHENDORF et al. (2016) sowie der für den vorliegenden Beitrag verwendeten Literatur wurde ein Überblick über das Ausmaß an Prädation erstellt, dem die Kaulquappen verschiedener Amphibienarten unterliegen (Tab. 1).

Amphibienarten, für die keine Hinweise auf eine Prädation von Kaulquappen gefunden wurden, wurden nicht in die Tabelle aufgenommen. Leere Felder in der Tabelle bedeuten nicht, dass es in dieser Kombination keine Prädation gibt, sondern nur, dass in der Literatur keine Hinweise darauf gefunden wurden.

### 6.1.3 Prädation von adulten Amphibien

Über Ausmaß und Selektion der Erbeutung von adulten Amphibien durch Fische gibt es offenbar keine Untersuchungen. Dagegen bestätigen Einzelbeobachtungen, dass adulte Amphibien sehr wohl zum Nahrungsspektrum verschiedener Fische gehören. So fand der Autor im Magen einer Ende Dezember untersuchten Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zwei erwachsene Grasfrösche. Regenbogenforellen können auch adulte Bergmolche sehr effektiv erbeuten (VON DOLMEN 1980). Bei Bachforellen sind erwachsene Frösche und Molche eine Gelegenheitsbeute (KLEISINGER & WAGNER 1993). KABISCH & WEISS (1968) konnten nachweisen, dass Bachforellen von mehr als 30 cm Körperlänge adulte Grasfrösche verschlingen. Auch KLEISINGER & WAGNER (1993) konnten feststellen, dass Bachforellen im Winter Grasfrösche fressen. Ebenso kann davon ausgegangen werden, dass adulte Amphibien zum Beutespektrum des Hechts (vgl. KWET 1993) gehören. Gebhardt (mündl. Mitt. 2002) konnte beobachten, wie ein Hecht einen Laubfrosch von der Wasseroberfläche erbeutete. Säglitz (schriftl. Mitt. 2003) hat bei Stuttgart beobachtet, wie ein Sonnenbarsch einen Teichmolch fraß. Der Döbel wird mit zunehmendem Alter immer mehr zum Prädator und soll auch Fische und Frösche erbeuten (LADIGES & VOGT 1965). HARTEL berichtet in HARTEL et al. (2007), dass er im Freiland Döbel, Wels (keine Angabe der Art), Hecht, Zander (*Stizostedion lucioperca*) und Bachforelle beim Fressen von Amphibien beobachtete. Nach HEHMANN & ZUCCHI (1985) fand MACAN (1966) adulte Fadenmolche im Magen der Bachforelle. Sie vermuten, dass in den von ihnen untersuchten Teichen juvenile und adulte Fadenmolche sowie adulte Teichmolche von Regenbogenforellen gefressen werden, adulte Bergmolche von größeren (mehrsömrigen) Regenbogenforellen und Flussbarschen, juvenile Bergmolche auch schon von kleineren (einsömrigen) Regenbogenforellen.

## 6.2 Auswirkungen auf Populationsebene (Artenvielfalt und Individuenhäufigkeit)

### 6.2.1 Allgemeine Auswirkungen auf Amphibienpopulationen

CUNNINGHAM (2009) nennt die Anwesenheit von Fischen einen entscheidenden Faktor bei der Verbreitung von Amphibienarten. Er weist darauf hin, dass in ungestörten Ökosystemen die Mehrheit der Amphibienarten in ihrem Vorkommen eine begrenzte oder gar keine Überlappung mit dem Vorkommen von autochthonen Fischen zeigt. Seine Recherchen ergaben, dass in den vorausgangenen 30 Jahren sehr viele Untersuchungen veröffentlicht wurden, in denen die Interaktionen zwischen eingesetzten prädatorischen Fischen (vor allem Regenbogenforelle und einem Vertreter der Sonnenbarsche, *Micropterus dolomieu*) und einheimischen Amphibien dokumentiert wurden.

CUNNINGHAM kommt nach seiner Literaturrecherche zum Thema „Interaktion eingesetzte prädatorische Fische – einheimische Amphibien“ zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Die Auswirkungen von Fischen auf Amphibien sind von Art zu Art unterschiedlich, aber alle sind stark bis schwach negativ oder, in manchen Fällen, neutral.
- Es gibt keine Berichte über positive Auswirkungen von Fischen auf Amphibien.
- Regenbogenforelle und Sonnenbarsch (*Micropterus dolomieu*) waren in einigen Fällen für das lokale Aussterben bedrohter Amphibien verantwortlich und stellen eine Hauptbedrohung gefährdeter Amphibien dar.

Viele Untersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass sowohl die Artenvielfalt als auch die Individuenzahlen der ursprünglich vorkommenden Amphibienfauna nach dem Auftreten von Fischen zum Teil stark zurückgingen. Sehr oft wurde auch festgestellt, dass die Anwesenheit von Fischen bei vielen Amphibienarten nicht nur einen Rückgang, sondern sogar das Erlöschen einer Population bewirkte.

ORIZAOLA & BRAÑA (2006) verglichen den Amphibienbestand in fischfreien Bergseen Nordspaniens mit dem Bestand in Teichen, in denen Fischprädatoren anwesend waren. Die fischfreien Teiche wiesen eine höhere Artenvielfalt auf (Abb. 5).

Eine Untersuchung in den Schweizer Alpen ergab, dass nach dem Einsetzen von Fischen pädomorphen und metamorphen Populationen (Populationen, in denen es keine pädomorphen Individuen gab) des Bergmolchs (*Ichthyosaura alpestris*) ausstarben (DENOËL et al. 2016). Die pädomorphen Molche verschwanden viel schneller als die metamorphen. DENOËL et al. (2009) ermittelten für die Populationen von *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris* und *Triturus macedonius* in Mazedonien denselben Effekt. Durch das Einsetzen von Fischen verschwanden

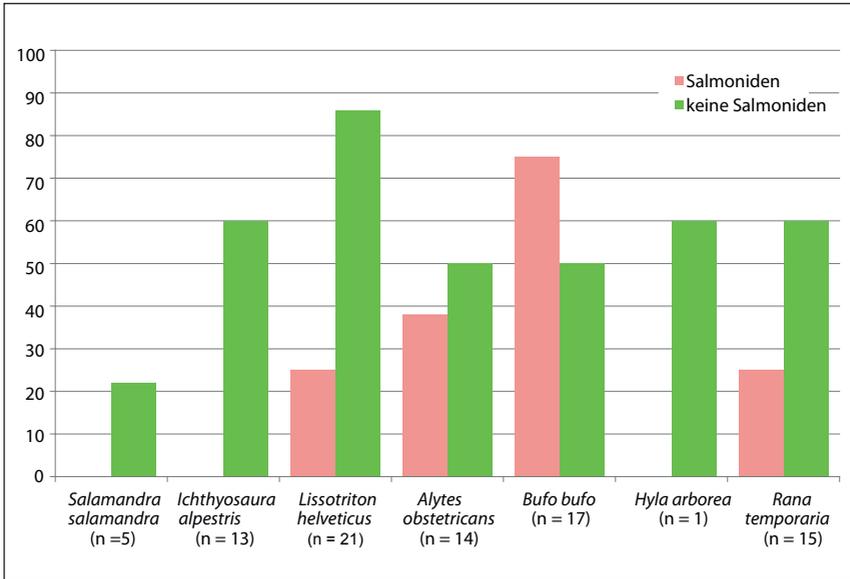


Abb. 5: Verteilung von Amphibien (aller Stadien) in Teichen mit und ohne Forellenfische (Salmoniden). Die stärksten Auswirkungen konnten bei Feuersalamander, Bergmolch und Laubfrosch nachgewiesen werden. Für jede Amphibienart ist angegeben, in wie vielen Teichen sie gefunden wurde. Nach ORIZAOLA & BRAÑA (2006).

den die pädomorphen Molche aus den mit Fischen besetzten Gewässern. Der Anteil pädomorpher Populationen an den jeweiligen Gesamtpopulationen dieser Molcharten ging um 47 % für *I. alpestris*, 25 % für *L. vulgaris* und 20 % für *T. macedonius* zurück.

Eine Untersuchung 39 pädomorpher Populationen von *Ichthyosaura alpestris* und *Lissotriton helveticus* in Frankreich, Italien, Bosnien, Slowenien, Montenegro und Griechenland kam zu vergleichbaren Ergebnissen (DENOËL et al. 2005). In 44 % der – mit einer Ausnahme – ursprünglich fischfreien Gewässer wurden dort nicht heimische Fische gefunden (Regenbogenforelle, Seesaibling – *Salvelinus alpinus*, Bachsaibling – *Salvelinus fontinalis*, Goldfisch, Koboldkärpfling – *Gambusia affinis*, Sonnenbarsch und Elritze – *Phoxinus phoxinus*). Für pädomorphe und metamorphe Populationen galt, dass sie signifikant häufiger in fischfreien Gewässern gefunden wurden. In allen Gewässern, in denen Fische auftauchten, verschwanden die pädomorphen Individuen, die metamorphen Populationen wiesen Rückgänge auf. Die einzige Erklärung dafür war die Anwesenheit der Fische. DENOËL et al. (2005) gehen davon aus, dass es die größten pädomorphen

Populationen bald nicht mehr geben wird, wenn keine Maßnahmen getroffen werden, um den Fischbesatz zu beenden.

BARDAL et al. (2010) machten ähnliche Beobachtungen in einem kleinen Waldsee in der Nähe von Oslo. Dort gab es eine artenreiche Amphibienfauna, die nach dem Auftauchen der Plötze (*Rutilus rutilus*) im ursprünglich fischfreien See zusammenzubrechen drohte. Nachdem die Fische durch den Einsatz eines Fischgifts (Rotenon) aus dem See entfernt wurden, konnte eine erfolgreiche Reproduktion von Fröschen und Molchen, unter anderem des Teich- und Kammolchs, nachgewiesen werden. Zählungen aus Fallenfunden, die im Jahr nach dem Einsatz von Rotenon durchgeführt wurden, ergaben nach dem Entfernen der Fische eine hohe Anzahl an adulten und metamorphosierten Teich- und Kammolchen. Die Anzahl der Molche und ihre Verweildauer waren deutlich erhöht. Als noch Fische im See waren, gelang für diese beiden Arten kein Nachweis.

FICETOLA & BERNARDI (2004) fanden bei der Amphibienfauna in einem Feuchtgebiet in der Lombardei (Norditalien) die artenreichsten Amphibiengemeinschaften in Gewässern ohne Fischvorkommen. Speziell der Teichmolch fehlte signifikant häufig, wenn Fische in den Gewässern anwesend waren. Auch BRAÑA et al. (1996) ermittelten für Bergseen Nordspaniens, dass in Seen mit Fischen der Artenreichtum bei den Amphibien sowohl im Hinblick auf Larven als auch auf Adulte, die im Wasser gefunden wurden, im Vergleich zu fischfreien Seen signifikant niedriger war (Abb. 6). Damit einher gehen die Feststellungen von MALKMUS (2006): Der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*), der Amphibienlarven frisst, verursacht auf der Iberischen Halbinsel überall, wo er vorkommt, den Rückgang oder sogar das Aussterben von Amphibienbeständen. Für Portugal berichtet MALKMUS, dass es in dicht beieinander liegenden, mehr oder weniger ähnlichen Gewässern in Sandgruben in fischfreien Gewässern artenreiche Amphibienlarvengemeinschaften mit fünf bis sieben Arten gibt. In Gewässern, in denen Fische leben, wurde nur vereinzelt *Rana perezi* gesichtet.

FILODA (1981) untersuchte 111 Fischgewässer im östlichen Lüchow-Dannenberg. Sie fand keine oder nur geringe Vorkommen von Rotbauchunke, Laubfrosch, Moorfrosch, Grasfrosch, Kreuzkröte, Knoblauchkröte, Teichmolch und Kammolch. In Gewässern des Gartower Forstes mit zunächst starkem Laubfroschbestand und hoher Moorfroschpopulation brachen diese Populationen nach dem Besatz mit Aalen, Hechten, Karauschen und Karpfen innerhalb von zwei Jahren zusammen. Wolfgang Kniep (schriftliche Mitteilung 2010) schildert eine ähnliche Entwicklung in einem Flachgewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Das Gewässer wurde nach seiner Entstehung von einer vielfältigen Amphibienfauna als Laichgewässer genutzt (Kreuzkröte, Wechselkröte, Knoblauchkröte, Rotbauchunke, Moorfrosch, Grasfrosch, Grünfrösche, Laubfrosch). Der Besatz mit adulten Spiegelkarpfen bewirkte einen Zusammenbruch der ganzen

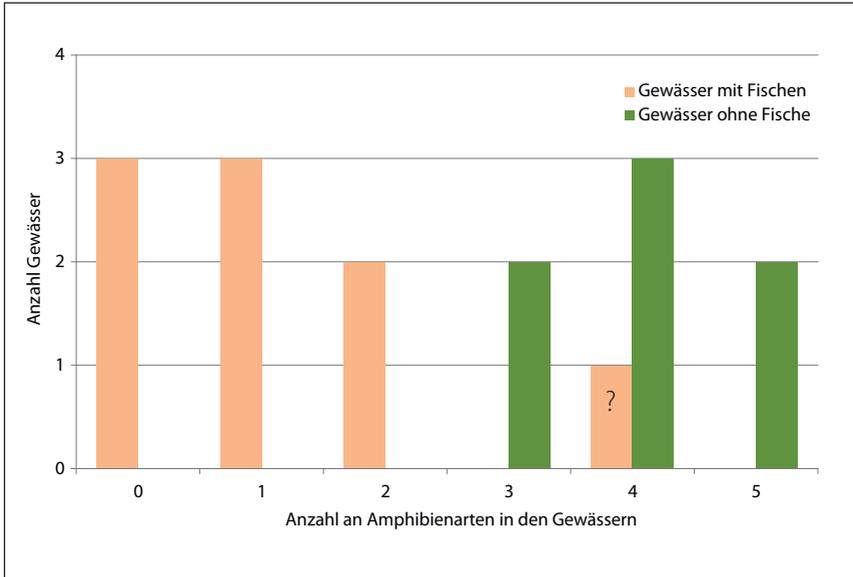


Abb. 6: Anzahl von Amphibienarten (es wurden alle Stadien berücksichtigt) in nordspanischen Bergseen bei An- und Abwesenheit von Fischen. In fischfreien Seen gibt es eine höhere Artenvielfalt (3–5 Arten) als in Seen, in denen Fische vorkommen (0–2 Arten). Das ? bezieht sich auf den Ercinasee, für den keine eindeutige Klassifikation möglich war. Nach BRAÑA et al. (1996).

**Amphibienfauna:** die Wechselkröte verschwand völlig, die Kreuzkröte wanderte zu einem Nachbargewässer ab, der Bestand von Rotbauchunke, Moorfrosch und Laubfrosch wies starke Einbrüche auf, für Wasserfrösche und den Kammolch konnten zwar adulte Tiere nachgewiesen werden, aber keine Reproduktion. Diese Entwicklung ist umso bedenklicher, als das Gewässer krauthaltige Flachwasserzonen aufweist, die als günstige Voraussetzung für eine Koexistenz von Fischen und Amphibien gelten.

FLINDT und HEMMER (1969) beschreiben eine gleichartige Entwicklung. In Gewässern in stillgelegten Kiesgruben im Rhein-Main-Gebiet, die ideale Laichgewässer für Kreuz-, Wechsel-, Knoblauchkröte, Grasfrosch und Wasserfrösche waren, kamen nach dem Einsetzen von Fischen durch Angelsportvereine so gut wie keine Larven dieser Arten zur Metamorphose. An manchen Tümpeln fanden sich kaum noch laichende Kröten, da die Populationen durch die ausbleibende Fortpflanzung stark zurückgegangen waren. In anderen Tümpeln wurden die Kaulquappen höchstens wenige Wochen alt. Das Einsetzen von Sonnenbarschen in ein Laichgewässer brachte die Fortpflanzung von Kreuz-, Wechsel-, Knob-

lauchkröte, Grasfrosch und Wasserfröschen in diesem Gewässer innerhalb von zwei Jahren völlig zum Erliegen. Aus ergänzend im Labor durchgeführten Fraßversuchen und anderen Freilandbeobachtungen schließen sie, dass die Anwesenheit des Sonnenbarsches bzw. sein Fressverhalten für die Vernichtung der Larven verantwortlich war.

Auch LAUFER (2007) konnte einen Zusammenhang zwischen der An- bzw. Abwesenheit von Fischen in einem Gewässer und der erfolgreichen Fortpflanzung von Amphibien in diesem Gewässer beobachten: Die Zahl abwandernder Jungamphibien am Schießtalsee bei Schwäbisch Gmünd war in Jahren, denen eine Abfischung vorausging, deutlich höher als sonst.

Übereinstimmend mit all diesen Beobachtungen über die Auswirkungen der Anwesenheit von Fischen stellen DEUSCHLE et al. (1994) bei unterschiedlich bewirtschafteten Weihern in Oberschwaben fest, dass Amphibien in intensiv sportfischereilich genutzten Gewässern nur geringe Diversitäten und Populationsstärken aufwiesen.

### 6.2.2 Auswirkungen auf Artniveau

Nachfolgend werden die Auswirkungen von Fischen auf Amphibienpopulationen auf Artniveau betrachtet.

#### **Feuersalamander (*Salamandra salamandra*)**

Die Untersuchung von Dresdner Bachsystemen ergab, dass die Anwesenheit von Bachforellen einen starken Einfluss auf die räumliche Verteilung von Larven des Feuersalamanders hat (BLAU 2002). In einem forellenreichen Bach wurden Larven nur in Bereichen gefunden, die für Forellen unzugänglich waren. In einem fischfreien Bach erfolgten 80 % der Larvennachweise in Bereichen, die auch für Bachforellen zugänglich gewesen wären. Die Zahl nachgewiesener Larven war bei gleichzeitiger Anwesenheit der Bachforelle sehr niedrig, der Reproduktionserfolg des Feuersalamanders stark beeinträchtigt. Wichtig für eine Koexistenz von Feuersalamander und Bachforelle ist nach BLAU vermutlich ein reich strukturiertes Bachbett, das genügend geeignete Mikrolebensräume für Salamanderlarven aufweist, die für Forellen nicht zugänglich sind.

#### **Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*)**

In einem Graben in einem Krefelder Park hatte eine Bergmolchpopulation starke Bestandseinbußen. Nachdem aus diesem Graben in drei aufeinanderfolgenden Jahren große Mengen an Flussbarschen und Giebeln (*Carassius auratus gibelio*) entfernt wurden, wuchs der Bergmolchbestand wieder auf ein höheres Niveau an (ORTMANN 2009). BAUSER et al. (1987) führen gleichartige Beobachtungen auf. Sie fanden für den Bergmolch in einem Karpfenweiher einen schlechten Fortpflanzungserfolg. In den Julischen Alpen (Slowenien) starb eine endemische

pädomorphen Form des Bergmolchs durch das Einsetzen von Fischen ebenfalls aus. Dort wurden Döbel, Karauschen, Saiblinge (*Salvelinus umbla*) und Elritzen ausgesetzt (VEENVLIET & VEENVLIET 2008). Auch BRAÑA et al. (1996) konnten einen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Fischen und der Verbreitung des Bergmolchs herstellen. Sie ermittelten das Vorkommen eingesetzter Salmoniden in nordspanischen Bergseen als Hauptfaktor, der für die Abwesenheit von Bergmolchen verantwortlich ist.

THIESMEIER & SCHULTE (2010) berichten, dass Gewässer, aus denen die Fische entfernt wurden, vom Bergmolch wiederbesiedelt werden können, wenn in der nahen Umgebung noch Populationen leben, von denen eine Wiederbesiedlung ausgehen kann. In einem Gebiet, in dem durch das Einsetzen von Fischen pädomorphen Bergmolche ausstarben, trat dieses Phänomen nach der Wiederbesiedlung jedoch nicht mehr auf.

### **Kammolch (*Triturus cristatus*)**

ORTMANN (2009) untersuchte die Kammolchpopulation eines Gewässerverbundes in Krefeld. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde ein durch ein Wehr geteilter Graben mehrere Jahre hintereinander intensiv befischt. Im östlichen Teil fand diese Maßnahme in drei aufeinanderfolgenden Jahren statt. 2005 wurden 700 Flussbarsche entfernt, 2006 waren es bereits deutlich weniger. Moderlieschen und Stichlinge konnten im Gewässer noch nachgewiesen werden. 2004 konnten 17 Männchen und zwölf Weibchen des Kammolchs nachgewiesen werden. 2005 lag der Wert bei 186 adulten Kammolchen, 2006 bei 395. Der Fortpflanzungserfolg verbesserte sich im Vergleich zu den Vorjahren signifikant. Ein seit 2002 dokumentierter Populationsrückgang konnte gestoppt werden, die Populationsgröße von 2001 war jedoch noch nicht erreicht.

Anders stellt sich die Situation im westlichen Teil des Grabens dar. 2004 wurden 3.823 Flussbarsche und 591 Giebel entfernt, im Vorfeld waren bereits 128 Flussbarsche umgesiedelt worden. Im September 2005 wurden 584 Flussbarsche abgefischt, im November 2006 2.748 Flussbarsche, 1.161 Giebel, sieben Kois und zwei Sonnenbarsche. Der Kammolch galt an diesem Gewässer als ausgestorben. 2005 konnten 80 erwachsene Kammolche und einige Larven nachgewiesen werden, danach verkleinerte sich die Population jedoch wieder. Es gab eine Fortpflanzung auf geringem Niveau, die Population ist in einem schlechten Erhaltungszustand und stark gefährdet.

In zwei benachbarten Gewässern des von ihm untersuchten Gewässerverbundes ermittelte ORTMANN in drei aufeinander folgenden Untersuchungsjahren einen deutlichen Unterschied in der Zahl der nachgewiesenen Kammolche, der die Größenordnung acht bis zehn hatte. Den wichtigsten Faktor, der die Habitatqualität im Gewässer mit der geringen Kammolchzahl beeinträchtigt, sieht ORT-

MANN in der Anwesenheit des Ostasiatischen Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*). Das benachbarte Gewässer mit der größeren Population des Kammolchs war fischfrei.

Den Resultaten von ORTMANN entsprechen die Daten aus einem Projekt zum Schutz des Kammolchs in Wuppertal. In einer ehemaligen Fischteichanlage wurden adulte Kammolche nachgewiesen und beim Laichen beobachtet, eine erfolgreiche Fortpflanzung konnte nicht festgestellt werden. Im Winterhalbjahr 2007/2008 wurden im Rahmen einer Entschlammungsaktion Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) aus einem Teich entfernt. Bereits im Sommer 2008 wurden Kammolchlarven unterschiedlicher Größe in diesem Teich entdeckt, im September fanden sich Jungtiere im Umfeld. Eine erfolgreiche Fortpflanzung fand offensichtlich erst nach dem Entfernen der Stichlinge statt. (Pastors, schriftliche Mitteilung 2010).

RESHETNIKOV (2012) zog für die Region des Glubokolsees (Russland) eine gleichartige Schlussfolgerung. Er führt die fehlende erfolgreiche Fortpflanzung und den Rückgang des Kammolchs in diesem Gebiet auf die Ausbreitung des nicht heimischen Fisches *Percottus glenii* zurück.

RANNAP et al. (2009) untersuchten 210 Teiche in Dänemark und kamen zu dem Ergebnis, dass der Kammolch Gewässer mit Fischen meidet.

Im Einklang mit diesen Befunden berichtet WRIGHT (2010), dass in Großbritannien das Einsetzen von Fischen als ein signifikanter Faktor identifiziert wurde, der den Rückgang und das Aussterben von Populationen des Kammolchs verursacht. Auch KUHN (2001) zählt die Intensivierung der fischereilichen Nutzung zu den wichtigsten Gefährdungsfaktoren, die zum Rückgang des Kammolchs führten. Intensive fischereiliche Nutzung mit massivem Besatz schließt nach seiner Untersuchung ein Vorkommen des Kammolchs aus. Nicht oder nur sehr extensiv genutzte strukturreiche Fischteiche sind wesentliche Laichgewässer. Gelegentliche Austrocknung (die die Fischfreiheit eines Gewässers fördert) kann sich positiv auswirken. 41,6% aller Kammolchfunde machte KUHN in ablassbaren Teichen. Die Übernutzung durch Angelsportvereine wertet er als zunehmendes Problem für den Kammolch, und fordert Konsequenzen bei der Teichbewirtschaftung und Angelfischerei zum Schutz des Kammolchs.

THIESMEIER et al. (2009) nennen Fischbesatz ebenfalls als wichtigste Gefährdungsursache des Kammolchs. Den besten Schutz sehen sie in unregelmäßigem Trockenfallen eines Gewässers, da dies die einzige Maßnahme ist, um eine dauerhafte Anwesenheit von Fischen zu verhindern.

ORTMANN (2009) kommt zu dem Schluss, dass Befischung oder das Ablassen von Gewässern dringend notwendige Maßnahmen zum Schutz des Kammolchs sind, bevor irgendwelche andere Maßnahmen ergriffen werden.

**Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*)**

DENOËL & LEHMANN (2006) nennen die Einführung invasiver fremder Fischarten einen Hauptfaktor für den Rückgang des Fadenmolchs in ihrem Untersuchungsgebiet in Südfrankreich und sagen sein Verschwinden aus den meisten Teichen voraus, wenn der Besatz nicht gestoppt wird. Sie fanden Fadenmolche vor allem in fischfreien Gewässern. Kamen sie in Gewässern, in denen Fische leben, vor, dann nur in geringer Anzahl. BRAÑA et al. (1996) ermittelten das Vorkommen eingesetzter Salmoniden in nordspanischen Bergseen als Hauptfaktor, der für die Abwesenheit von Fadenmolchen verantwortlich ist.

**Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)**

In einem Graben in einem Krefelder Park, aus dem in drei aufeinanderfolgenden Jahren große Mengen an Flussbarschen und Giebeln entfernt wurden, wuchs die Teichmolchpopulation nach starken Bestandseinbußen wieder auf ein höheres Niveau an (ORTMANN 2009). An einem Gewässer auf einem Krefelder Golfplatz macht ORTMANN (2009) die Anwesenheit des Sonnenbarschs für die rückläufige Populationsdichte des Teichmolchs verantwortlich.

RANNAP et al. (2009) untersuchten 210 Teiche in Dänemark und kamen wie SPOLWIND et al. (2001) zu dem Ergebnis, dass der Teichmolch Gewässer mit Fischen meidet. Im Einklang dazu stehen die Ergebnisse von DROBNY (2006) und BAUSER et al. (1987). DROBNY fand den Teichmolch bei einer Kartierung der Ismaninger Fischteiche nur in Sommer- und Vorstreckteichen, die eine lange fischfreie Phase aufweisen. BAUSER et al. (1987) berichten, dass der Teichmolch in einem Karpfenweiher einen schlechten Fortpflanzungserfolg hat.

DEHNER und MÜHLECK (1998) führen für diese Molchart den Besatz von Gewässern mit Cypriniden als starke Gefährdungsursache auf, die das Erlöschen ganzer Populationen verursachen kann.

**Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*)**

BÖLL (2003) nennt den Fischbesatz in Larvalgewässern einen der häufigsten Gründe für den starken Rückgang, wenn nicht sogar für das Aussterben von Populationen der Geburtshelferkröte. Als beispielhaft führt sie die Entwicklung einer Population der Geburtshelferkröte in einem Betonbecken auf einem Übungsgelände der Bundeswehr in der Rhön an: 1986 wurden bei der Schlammentleerung des Beckens ungefähr 2.000 überwinterte Kaulquappen abgefangen. 1987 setzten Arbeiter unerlaubterweise Jungschleien in das Becken ein. Bei einer Entleerung des Beckens 1989 wurden neun Kaulquappen und ungefähr 2.000 Schleien abgefangen. 27% der Schleien, die größer als 20 cm waren, hatten Kaulquappen im Magen. 1996 wurden nur ca. 300 Kaulquappen abgefangen – die Population hatte sich sieben Jahre nach dem Entfernen der Fische immer noch nicht erholt.

In Wuppertal war die Geburtshelferkröte früher weit verbreitet und häufig. Seit Ende der 1980er Jahre brechen ihre Bestände zusammen und sind nur noch auf große Kalksteinbrüche beschränkt. In mehreren Fällen konnte ihr Verschwinden nur mit dem Einbringen von Fischen (Rotaugen [*Rutilus rutilus*], Goldfische, Regenbogenforellen) in zuvor fischfreie Laichgewässer (Steinbruchweiher, Parkteiche) erklärt werden (Pastors, schriftliche Mitteilung 2010). Auch SOWIG et al. (2003) weisen darauf hin, dass es aus der Nähe von Fischgewässern zwar Meldungen rufender Männchen gibt, aber keine Larvenfunde, was darauf hindeutet, dass es in Fischgewässern keine Fortpflanzung gibt. Dies wird durch Klemens Fritz (mündl. Mitt. 2010) bestätigt. Er konnte feststellen, dass sich die Geburtshelferkröte im Löschteich eines landwirtschaftlichen Anwesens im Südschwarzwald erfolgreich fortpflanzte. Nach dem Einbringen von Karpfen und Karauschen konnten keine Geburtshelferkröten mehr nachgewiesen werden. MALKMUS (2006) berichtet, dass der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) die Bestände der Geburtshelferkröte in einem nordportugiesischen Bergsee im Nationalpark Penadagérés stark dezimierte.

#### **Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*)**

Im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch Kaulquappen der Knoblauchkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER 1969). Passend zu diesem Ergebnis fanden SPOLWIND et al. (2001) für die Knoblauchkröte die Tendenz, dass sie Fischgewässer meidet.

#### **Erdkröte (*Bufo bufo*)**

Die Erdkröte gilt aufgrund bestimmter Verhaltensweisen der Kaulquappen (Schwarmverhalten), wegen des bitteren Geschmacks sowie der Absonderung von Schreckstoffen (Bufotoxin) durch die Larven als durch die Anwesenheit von Fischen in ihren Laichgewässern nicht beeinträchtigt. HEHMANN & ZUCCHI (1985) stellten einen hohen Fortpflanzungserfolg in Fischgewässern fest, in den von SPOLWIND et al. (2001) untersuchten Fischgewässern kam die Erdkröte sogar signifikant gehäuft vor. CLAUSNITZER (1983) fand Kaulquappen der Erdkröte in vegetationsarmen fischreichen Gewässern, in Forellenteichen fand er ausschließlich Kaulquappen dieser Art.

BREUER (1992) ermittelte bei Besatzversuchen in kleinen Teichen eine leicht verringerte Überlebensrate für Erdkrötenkaulquappen bei der Anwesenheit von juvenilen Regenbogenforellen im Vergleich zu fischfreien Teichen. Adulte Aale, Flussbarsche, Karauschen, Karpfen, Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), Rotaugen und Schleien als „Mitbewohner“ im Teich hatten dieselben Auswirkungen. Die Anwesenheit von (sub)adulten Karpfen führte zu einer Verringe-

rung der Überlebensrate – ein Effekt, der sich beim Wegfall von Flachwasserzonen noch verstärkte.

BAUSER et al. (1987) machten eine ähnliche Beobachtung. Sie stellten in einem Weiher, in dem es Hechte gab, fest, dass nur eine geringe Anzahl an Erdkröten erfolgreich die Metamorphose durchlaufen hatte. Die Autoren vermuten, dass die Kaulquappen im Frühjahr die Hauptbeute der Hechte waren, und deshalb nur wenige Individuen bis zur Metamorphose überlebten. In einem anderen Gewässer bei Schwäbisch Gmünd, dem Schießtalsee, wurde Mitte April 2007 fast entlang des ganzen Ufers Erdkrötenlaich gefunden (insgesamt sind ca. 2.500 adulte Erdkröten zum See gewandert). Drei Wochen später wurden nur noch an drei Stellen wenige Erdkrötenkaulquappen beobachtet, im Herbst konnten nur vereinzelt Jungkröten am Ufer beobachtet werden. Beim Ablassen des Sees im Herbst des gleichen Jahres wurden 235 Zander mit einer Größe von über 50 cm, ca. 75 kg Schleien und ca. 200 kg Zentner Weißfische (70 % Rotfeder, 30 % Rotaugen, 5 % Döbel) abgefischt (LAUFER 2007). Nach einer Analyse verschiedener Ursachen ist anzunehmen, dass Laich und Kaulquappen im Frühjahr von den Fischen gefressen wurden.

Auch wenn die Verringerung der Überlebensrate bei der Anwesenheit von Fischen nicht immer so drastisch ausfällt, wie für andere Amphibienarten beobachtet, darf sie nach BREUER et al. (1992) nicht unbeachtet bleiben. Die oben aufgeführten Beobachtungen widersprechen der weit verbreiteten Annahme, dass die Erdkröte durch die Anwesenheit von Fischen grundsätzlich nicht oder kaum negativ beeinflusst wird.

### **Kreuzkröte (*Epidalea calamita*)**

Im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch Kaulquappen der Kreuzkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER, 1969).

### **Wechselkröte (*Bufo viridis*)**

Auf Fehmarn erloschen nach der Umwandlung von Dorfteichen in Parkteiche, die mit dem Besatz von Fischen einherging, viele – auch individuenreiche – Populationen der Wechselkröte (WINKLER & DIERKING 2003). Auch im Rhein-Main-Gebiet gab es nach dem Besatz von Kiesgrubengewässern mit Fischen durch Angelsportvereine kaum noch Kaulquappen der Wechselkröte, die bis zur Metamorphose überlebten (FLINDT & HEMMER, 1969).

### **Laubfrosch (*Hyla arborea*)**

GLANDT (2004a, b) konnte in Gewässern mit – zum Teil größeren – Beständen des Neunstachligen Stichlings eine erfolgreiche Fortpflanzung des Laubfroschs

feststellen, abgesehen davon waren die Fortpflanzungsgewässer fischfrei. Keine Laubfrösche oder nur einzelne Rufer fand er in Gewässern, in denen der Dreistachlige Stichling vorkam. In Angelteichen, in denen es Großfische gab, konnte er ebenfalls keine erfolgreiche Fortpflanzung nachweisen.

Diese Beobachtungen stimmen mit den Ergebnissen von BRÖNMARK und EDENHAMN (1994) überein. Sie fanden in einem signifikant höheren Anteil der Gewässer, an denen keine erfolgreiche Fortpflanzung des Laubfroschs stattfand, Fische (Abb. 7). Nur in drei von 13 Tümpeln mit hohem Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs wiesen sie Fische nach – ausnahmslos den Neunstachligen Stichling. In zehn von zwölf Gewässern ohne rufende Männchen lebten größere Fische: Hecht, Flussbarsch, Rotaugen, Rotfeder und Goldfische.

Auch TESTER (1990) konnte in seiner Untersuchung an keinem Gewässer, das für Sportfischerei genutzt wurde, einen Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs feststellen. Er zeigt anhand eines konkreten Beispiels, wie schnell und massiv sich die Anwesenheit von Fischen auf den Fortpflanzungserfolg des Laubfroschs auswirken kann: Die Flachwasserzone einer Kiesgrube, die durch eine Kiesbank vom angrenzenden fischreichen Baggersee abgetrennt wurde, wurde vom Laubfrosch

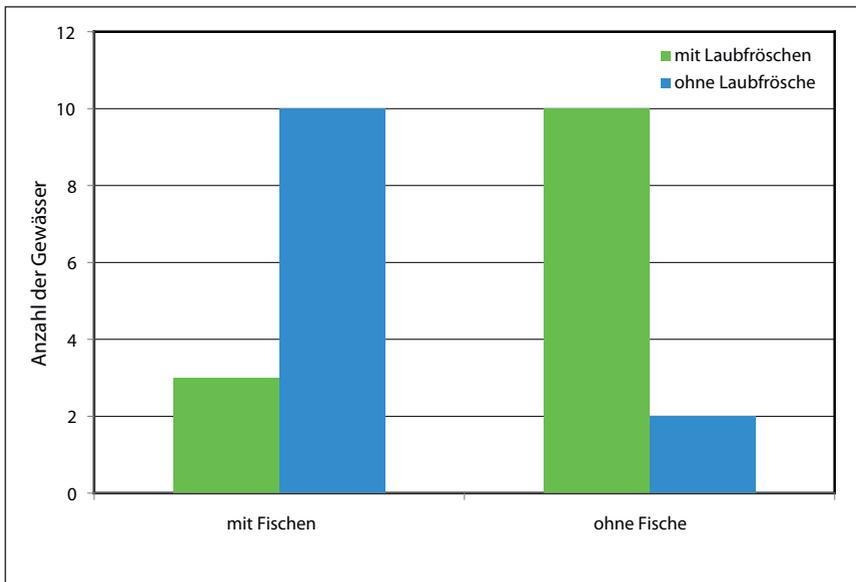


Abb. 7: Verteilung reproduzierender Laubfrösche in Teichen mit Fischen und ohne Fische (n = 25). Grüne Balken stehen für Teiche, in denen sich der Laubfrosch fortpflanzte, blaue für Teiche, in denen keine Reproduktion des Laubfroschs stattfand. Nach BRÖNMARK & EDENHAMN (1994).

als Laichplatz genutzt. Durch ein Ansteigen des Wasserspiegels innerhalb von 14 Tagen war diese Zone auch größeren Fischen zugänglich. Trotz intensiver Suche konnten nach dem Ansteigen des Wasserspiegels keine Kaulquappen mehr nachgewiesen werden. Für das Areal Largitzen in der Schweiz nennt Tester den „Faktor Fischbesatz primär entscheidend“ dafür, welche Gewässer Fortpflanzungsgewässer sind. Er überdeckt alle anderen möglichen Einflüsse.

MEIER (1995) berichtet, dass der Laubfrosch innerhalb von zwei bis drei Jahren nach dem Einsetzen von Plötzen und Schleien aus 18 Gewässern der Westfälischen Bucht verschwand. Andere Autoren bestätigen, dass über lange Zeiträume stabile Laubfroschpopulationen innerhalb von drei Jahren nach dem Einsetzen von Fischen in Laichgewässer zusammenbrachen, bereits im ersten Jahr nach dem Auftreten von Fischen kam es in der Regel zu deutlichen Populationsrückgängen (z. B. CLAUSNITZER 2010, Elmar Schmidt, schriftliche Mitteilung 2010). Umgekehrt können sich Laubfroschpopulationen nach dem Entfernen von Fischen aus Laichgewässern wieder erholen.

Eine Population des Laubfroschs in Kleinweihern der Westfälischen Bucht war vom Aussterben bedroht, nachdem die Weiher mit Plötzen und Schleien besetzt wurden (MEIER 1995). Nachdem zwei dieser Weiher leer gepumpt und alle Fische entfernt wurden, erholte sich die Laubfroschpopulation umgehend. Schon im folgenden Fortpflanzungszeitraum konnten Kaulquappen und Jungfrösche nachgewiesen werden, die Population wuchs in den Jahren nach dem Entfernen der Fische kontinuierlich an. Dieselbe Entwicklung konnte bei einem Bestand des Laubfroschs südöstlich von Nottuln beobachtet werden, nachdem ein Besatz mit Plötzen erfolgte, die in späteren Jahren abgefischt wurden.

Ulrich Messlinger (schriftliche Mitteilung, 2010) bestätigt dies für einen verlandenden Fischteich in Flachlanden. An diesem Teich gab es etwa 30 rufende Laubfroschmännchen. Nach der Entfernung von Goldfischen und Karpfen stieg die Zahl rufender Männchen auf fast 200 an, viele junge rufende Sommermännchen waren der Nachweis für eine erfolgreiche Fortpflanzung.

Die Verteilung des Laubfroschs innerhalb der Gewässer eines Gebiets hängt ebenfalls davon ab, ob es Fische in diesen Gewässern gibt oder nicht. So kamen BRÖNMARK & EDENHAMN (1994) nicht nur für den Fortpflanzungserfolg, sondern auch für die Anwesenheit des Laubfroschs zu dem Ergebnis, dass die Abwesenheit von Fischen eine wichtige Rolle spielt. SPOLWIND et al. (2001) stellten im Einklang mit diesen Ergebnissen für Auengewässer an der österreichischen Donau fest, dass der Laubfrosch Gewässer mit permanenter Fischbesiedlung signifikant meidet. FILODA (1981) berichtet von einer Bevorzugung temporär austrocknender (und damit fischfreier) Gewässer.

DROBNY (2006) stellte ebenfalls einen negativen Zusammenhang zwischen der Anzahl rufender Männchen und dem Vorkommen von Fischen fest. Im von ihm

untersuchten Teichgebiet gibt es schon länger eine Laubfroschpopulation, deren Vorkommen sich auf Sommer- und Vorstreckteiche beschränkte. Diese Teiche sind über längere Zeiträume hinweg fischfrei. Nach der Aufgabe der Fischnutzung kam es innerhalb weniger Jahre zu einer gleichmäßigen Besiedlung des Teichgebiets. DROBNY nennt die Aufgabe der Fischnutzung einen entscheidenden Faktor bei der Ausbreitung des Laubfroschs in diesem Gebiet. Er fordert für das von ihm untersuchte Teichgebiet ein Ablassen vieler Teiche im Winter sowie einen Unterbleib von Fischbesatz, um eine Fischfreiheit der Teiche zu gewährleisten. Laut TESTER (1990) trocknen die typischen Fortpflanzungsgewässer des Laubfroschs immer wieder aus und sind deshalb fischfrei.

Auch BRÖNMARK & EDENHAMN 1994, FILODA 1981 und CLAUSNITZER 2010 stellen fest, dass der Laubfrosch besonders empfindlich auf die Anwesenheit von Fischen reagiert. GLANDT (2004a) zitiert FOG (1988), dass Fischbesatz die zweitwichtigste Rückgangsursache des Laubfroschs auf Bornholm ist. TESTER (1990) bezeichnet Fischbesatz als einen Hauptfaktor für den Rückgang des Laubfroschs in der von ihm untersuchten Region Basel. Laut GROSSE (2009) ist der Besatz mit Fischen eine Ursache für den Rückgang des Laubfroschs in den Niederlanden.

### **Moorfrosch (*Rana arvalis*)**

Sowohl Laich als auch Kaulquappen wurden im stark verkrauteten Flachbereich eines künstlich angelegten Folienteichs von Stichlingen gefressen (Wolfgang Kniep, schriftliche Mitteilung, 2010).

### **Springfrosch (*Rana dalmatina*)**

SPOLWIND & PINTAR (1997) fanden bei Untersuchungen der Fisch- und Amphibienfauna der Donau bei Wien heraus, dass der Springfrosch den größten Reproduktionserfolg in permanenten Auengewässern mit fehlender oder nur zeitweise vorhandener Fischbesiedlung aufweist. Auch die meisten adulten Springfrösche waren in diesen Gewässern zu finden. In Gewässern ohne permanente Fischbesiedlung wurden signifikant höhere Laichballenmengen nachgewiesen.

LAUFER et al. (1997) verglichen in Baden-Württemberg für Gewässer mit und ohne Fische sowie für Gewässer mit intensivem Fischbesatz, wie häufig der Springfrosch gemeldet wurde und wie häufig die restlichen vorkommenden Amphibienarten auftraten. Sie ermittelten für den Springfrosch eine signifikante Bevorzugung fischfreier Gewässer und eine signifikante Meidung von intensiv genutzten Fischteichen. Ein Vergleich, der sich auf die Meldungen des Springfroschs und der anderen Braunfrösche in den beiden Hauptverbreitungsregionen in Baden-Württemberg bezog, kam zu den gleichen signifikanten Ergebnissen.

**Grasfrosch (*Rana temporaria*)**

TIBERTI & VON HARDENBERG (2012) erfassten im Gran Paradiso Nationalpark (westliche italienische Alpen) im Zeitraum von 2006 bis 2011 den Grasfrosch. Sie verglichen das Vorkommen in acht Seen, in die der Bachsaibling eingesetzt worden war, mit dem Vorkommen in zwölf fischfreien Seen. Die Anwesenheit der Fische schloss ein Vorkommen von *Rana temporaria* aus und beeinträchtigte die Eignung der Seen als Fortpflanzungsgewässer.

In einem Gewässer bei Schwäbisch Gmünd, dem Schießtalsee, wurde Mitte April 2007 fast entlang des ganzen Ufers sowie in Teichen oberhalb des Sees Grasfroschlaich gefunden. Einzelne Kaulquappen waren schon geschlüpft. Eine Woche später wurde nur noch an einer Stelle Grasfroschlaich gefunden, zwei Wochen später an nur einer Stelle Kaulquappen. Beim Ablassen des Sees im Herbst wurden 235 Zander mit einer Größe von über 50 cm, ca. 75 kg Schleien und ca. 200 Zentner Weißfische (70 % Rotfedern, 30 % Rotaugen, 5 % Döbel) abgefischt (LAUFER 2007). Nach einer Analyse verschiedener Ursachen ist anzunehmen, dass Laich und Kaulquappen im Frühjahr von den Fischen gefressen wurden.

HEHMANN & ZUCCHI (1985) berichten, dass nach dem Besatz eines bislang extensiv genutzten Fischteichs mit 1.200 Regenbogenforellen bei über 3.000 am Laichgeschehen beteiligten Grasfröschen nur 160 abwandernde Jungfrösche nachgewiesen wurden. Zum Populationserhalt wären ca. 16.000 Jungtiere notwendig gewesen. BROGGI (1975) beobachtete in einem Weiher die komplette Vernichtung von 20 Laichballen des Grasfroschs durch Bachforellen. Bei solchen Verhältnissen ist ein Erlöschen der untersuchten Grasfroschbestände absehbar.

Auch Elritzen können den Grasfrosch gefährden (BROGGI 1975). In einem Kiesweiher hatte sich der Grasfrosch 1974 erfolgreich fortgepflanzt. Aus dem Laich von ungefähr 100 Grasfroschpaaren entwickelten sich zahlreiche Kaulquappen, es konnten viele Jungtiere nach der Metamorphose nachgewiesen werden. Im Laufe des Sommers desselben Jahres wurden größere Elritzenschwärme im Kiesweiher festgestellt. Zusätzlich wurden im Sommer 1974 etwa 20 Goldfische ausgesetzt. Im März 1975 konnten über 100 Laichballen des Grasfroschs gezählt werden. Im Sumpfbereich wurden Elritzen beobachtet, die an Laichballen gefressen haben. Das Larvenaufkommen war gegenüber 1974 deutlich reduziert, nach etwa drei Wochen konnten keine Kaulquappen mehr gefunden werden. HEUSSER & SCHLUMPF (1971) bestätigen die Gefährdung, die für den Grasfrosch durch die Anwesenheit von Elritzen ausgeht.

Mehrere Autoren führten Besatz- und Fressversuche mit Grasfroschlaich oder -kaulquappen und verschiedenen Fischarten durch.

HEUSSER & SCHLUMPF (1971) setzten am 06.03.1955 zehn Laichballen des Grasfroschs in einen Tümpel mit einer 100–200 Individuen umfassenden Elritzenpopulation. Am 19.03. schlüpften die Kaulquappen, später konnte kein Nachweis von Kaulquappen erbracht werden. Die Laichballen waren aus einem benachbarten

Tümpel entnommen worden, der fischfrei war. Der dort belassene Laich entwickelte sich erfolgreich. Am 10. und 11.03.1957 wurden 153 vom Austrocknen bedrohte Laichballen des Grasfroschs in den Tümpel mit den Elritzen eingesetzt, aus denen am 20.03. Larven schlüpften. HEUSSER & SCHLUMPF beobachteten eine Ansammlung von Elritzen am Laich, die die geschlüpften Larven fraßen. Ab dem 18.04. konnten im Tümpel keine Kaulquappen mehr gefunden werden. Aus Laich im benachbarten fischfreien Tümpel entwickelten sich die Kaulquappen normal. Auch BROGGI (1975) konnte für den Grasfrosch keine erfolgreiche Fortpflanzung in einem Teich feststellen, in dem es Elritzen gab. SCHAY (1988) führte Versuche mit verschiedenen Fischarten und unterschiedlichen Rahmenbedingungen durch. Er verzeichnete nach dem Besatz eines Teichsektors mit Regenbogenforellen einen völligen Zusammenbruch der Larvenpopulation von *Rana temporaria*. Die Analyse des Darminhaltes von Hechten, die in Gewässern mit Grasfroschkaulquappen lebten, ergab, dass acht von neun Hechten Reste solcher Kaulquappen im Darm hatten. Fressversuche mit Elritzen ergaben eine größenabhängige Prädation von Kaulquappen – bei jungen (kleinen) Larven kam es innerhalb von 96 Stunden fast zu einer Totalprädation, das Anbieten von Alternativnahrung hatte keine wesentliche Senkung der Prädationsrate zur Folge. Fressversuche mit Regenbogenforellen ergaben eine hohe Prädationsrate, unabhängig von der Größe der Kaulquappen. Nur das Anbieten von Zusatznahrung bei gleichzeitigem Vorhandensein eines dichten Bewuchses, der den Kaulquappen Versteckmöglichkeiten bot, führte zu einer geringeren Prädation der Larven. SCHAY folgert daraus, dass Prädation während der Larvalentwicklung für die in fischbesetzten Teichen festgestellte erhöhte Mortalität verantwortlich ist und eine strukturelle Trennung von Fischen und Kaulquappen in Form dicht bewachsener Flachwasserbereiche ein wirksamer Schutz für Amphibien sein kann.

GLANDT (1985) führte im Labor Versuche zum Fressverhalten von Goldfisch (*Carassius auratus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) durch. Selbst wenn er in Anwesenheit von Grasfroschkaulquappen Trockenfutter anbot, wurden alle Kaulquappen von den Fischen gefressen. Er vermutet, dass auch unter natürlichen Bedingungen ein starker Fraßdruck auf die Kaulquappen herrscht, da die bevorzugten Laichgewässer des Grasfroschs klein und einfach strukturiert (vegetationsarm) sind und somit wenig Versteckmöglichkeiten für die Kaulquappen bieten.

LEU et al. (2009) brachten in Laborversuchen jeweils Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*) mit Grasfroschlaich beziehungsweise -kaulquappen unterschiedlicher Größe zusammen. Beide Fischarten fraßen innerhalb weniger Tage sowohl Eier als auch Kaulquappen zu 100%. Die Autoren geben zu bedenken, dass nach diesen Ergebnissen eine mögliche Koexistenz zwischen Fischen und Amphibien nicht alleine aufgrund von Nahrungsanalysen und -gewohnheiten der Fische angenommen werden kann, sondern Laborversu-

che zum Fressverhalten von Fischen zur Beurteilung einer möglichen Koexistenz herangezogen werden sollten.

LOMAN (2002) fand in einer achtjährigen Untersuchung beim Grasfrosch eine negative Korrelation zwischen der Dichte von Prädatoren (unter anderem Stichlinge) und der Überlebensrate von Kaulquappen sowie einer erfolgreichen Metamorphose. Teiche, die gelegentlich austrockneten, hatten die niedrigste Prädatorendichte und in Jahren, in denen sie nicht austrockneten, mehr metamorphosierte Individuen als permanente Teiche. Die Überlebensrate war in Jahren, in denen Prädatoren im Teich vorkamen, geringer. LOMAN zieht die Schlussfolgerung, dass temporäre Gewässer wichtige Fortpflanzungsgewässer für den Grasfrosch sind.

DEUSCHLE et al. (1994) fanden die kleinsten Grasfroschpopulationen in Weihern, die als Angelgewässer genutzt wurden. In einem dieser Weiher gab es Hechte, Aale und Flussbarsche.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über das Ausmaß der Gefährdung einzelner Amphibienarten durch Fische. Die Bewertung erfolgt aufgrund der verwendeten Literatur und gutachterlicher Einschätzung.

Tab. 2: Überblick der Gefährdung einzelner Amphibienarten durch Fische einschließlich einer Bewertung

| Art <sup>1)</sup>         | Gefährdung durch Fische <sup>2)</sup>                       | Literatur (Auswahl)   |
|---------------------------|---|---|
| Alpensalamander           | Nicht berücksichtigt, da er nicht in Gewässern reproduziert |   |
| Feuersalamander           | +++   | SOUND & VEITH 1994, BLAU (2002)   |
| Bergmolch                 | ++  | BAUSER et al. 1987, BRAÑA et al. 1996, BREUER 1992, BUCHHOLZ 1989, DENOËL et al. 2005, DENOËL et al. 2009, VON DOLMEN 1980, GEBHARDT 1983, HEHMANN & ZUCCHI 1985, ORTMANN 2009, THIESMEIER & SCHULTE 2010, VEENVLIET & VEENVLIET 2008 |
| <b>Kammolch</b>           | +++   | BARDAL et al. 2010, GEBHARDT 1983, KUHN 2001, RESHETNIKOV 2012, ORTMANN 2009, WRIGHT 2010   |
| Fadenmolch                | ++  | BRAÑA et al. 1996, DENOËL et al. 2005, DENOËL & LEHMANN 2006, MACAN (1966) zitiert in HEHMANN & ZUCCHI 1985   |
| Teichmolch                | ++  | BARDAL et al. 2010, BREUER 1992, DENOËL et al. 2009, DROBNY 2006, GEBHARDT 1983, HEHMANN & ZUCCHI 1985, MEIER 1995, ORTMANN 2009  |
| <b>Geburtshelferkröte</b> | ++(+)   | BUCHHOLZ 1989, BÖLL 2003, KORDGES 2003, MALKMUS 2006  |
| <b>Gelbbauchunke</b>      | +++   | BREUER 1992, GEBHARDT 1983, GLANDT 1983, GLANDT 1984, HEHMANN & ZUCCHI 1985, NIEKISCH 1998, MEIER 1995  |
| <b>Rotbauchunke</b>       | ++  |   |

| Art <sup>1)</sup>           | Gefährdung durch Fische <sup>2)</sup> | Literatur (Auswahl)   |
|-----------------------------|---------------------------------------|---|
| <b>Knoblauchkröte</b>       | ++                                    | FLINDT & HEMMER 1969, KUZMIN 1999   |
| Erdkröte                    | +                                     | BAUSER et al. 1987, BREUER 1992, CLAUSNITZER 1983, GEBHARDT 1983, GLANDT 1983, GLANDT 1984, HEHMANN & ZUCCHI 1985, LAUFER 2007, SPOLWIND et al. 2001  |
| <b>Kreuzkröte</b>           | +++                                   | BREUER 1992, GEBHARDT 1983, GLANDT 1983, GLANDT 1984, FLINDT & HEMMER 1969, HEHMANN & ZUCCHI 1985, MEIER 1995   |
| <b>Wechselkröte</b>         | +++                                   | BREUER 1992, GEBHARDT 1983, FLINDT & HEMMER 1969, HEHMANN & ZUCCHI 1985, NIEKISCH 1995, WINKLER & DIERKING 2003   |
| <b>Laubfrosch</b>           | +++                                   | BRANDT 2007, BRÖNMARK & EDENHAMN 1994, CLAUSNITZER 2010, CLAUSNITZER & BERNINGHAUSEN 1991, DROBNY 2006, FILODA 1981, GLANDT 2004 a,b, KUHN 1998, MEIER 1995, PASTORS 1995, TESTER 1990  |
| <b>Moorfrosch</b>           | ++                                    | FILODA 1981, GEBHARDT 1983  |
| <b>Springfrosch</b>         | ++                                    | LAUFER et al. 1997, SPOLWIND & PINTAR 1997  |
| Grasfrosch                  | +++                                   | BREUER 1992, BROGGI 1975, BROGGI 1979, ESCHER 1972, FLINDT & HEMMER 1969, GEBHARDT 1983, GLANDT 1983, GLANDT 1984, GLANDT 1985, HEHMANN & ZUCCHI 1985, HEUSSER & SCHLUMPF 1971, HONEGGER 1978, KABISCH & WEISS 1968, KLEISINGER & WAGNER 1993, LAUFER 2007, LEU et al. 2009, LOMAN 2002, MEISTERHANS & HEUSSER 1970, SCHAY 1988 |
| Wasserfrösche               | ++                                    | FLINDT & HEMMER 1969, GEBHARDT 1983, SEMLITSCH 1993   |
| Teichfrosch                 | ++                                    | BREUER 1992, GEBHARDT 1983, GLANDT 1983, GLANDT 1984, HEHMANN & ZUCCHI 1985, SEMLITSCH 1993   |
| <b>Kleiner Wasserfrosch</b> | ++                                    |   |
| Seefrosch                   | +                                     |   |

--- mögliche Förderung durch Fische, -- keine Gefährdung durch Fische zu erwarten, - keine Gefährdung durch Fische belegbar, + geringe Gefährdung durch Fische, ++ mittlere Gefährdung durch Fische, +++ starke Gefährdung durch Fische, die bis zum Erlöschen des Bestands im Gewässer führen kann, 1) Arten, die fett gekennzeichnet sind, sind europarechtlich streng geschützt, 2) Fachliche Einschätzung anhand der Literatur oder Plausibilität

## 7 Indirekte Auswirkungen

### 7.1 Fischparasiten

Von Fischen können auch indirekt Wirkungen auf die Amphibienfauna ausgehen. Hohe Besatzdichten bieten besonders günstige Entwicklungsbedingungen für Karpfenläuse (*Argulus*-Arten), Ektoparasiten von Süß- und Seewasserfischen.

Bei Larven des Seefroschs konnte ein Befall durch Karpfenläuse festgestellt werden, was eine Verzögerung der Larvalentwicklung zur Folge hatte (PAEPKE 1999). Ein Massensterben, ausgelöst durch starken Karpfenlausbefall, wurde bei Larven der Knoblauchkröte festgestellt (SCHÄPERCLAUS 1954). Inwieweit auch Larven anderer Amphibienarten durch diesen oder andere Fisch-Ektoparasiten betroffen sein können, ist unbekannt.

## 7.2 Übertragung von Krankheiten

Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die sich mit dem Einschleppen und Verbreiten von Krankheiten durch Fischbesatz beschäftigen (z. B. KIESECKER et al. 2001, UZUNOVA & ZLATONOVA 2007). Eine Übertragung dieser Krankheiten auf heimische Amphibien kann nicht ausgeschlossen werden. MAO et al. (1999) gelang der Nachweis, dass Fische und Amphibien mit identischen Iridoviren infiziert waren. Für die Autoren untermauert dieser Befund die These, dass Fische ein Reservoir für Amphibienviren sein können und umgekehrt. Weder die infizierten Fische noch die infizierten Amphibien zeigten ein pathologisches Krankheitsbild der Virusinfektion. Werden solche Fische in andere Gewässer verbracht, kann sich eine Infektion unbemerkt ausbreiten.

JANCOVICH et al. (2005) konnten durch molekulargenetische Analysen zeigen, dass sich im Nordwesten der USA ein neues Amphibienvirus durch menschlichen Einfluss in kurzer Zeit über große Gebiete verbreitete. Ursache für die schnelle Ausbreitung über dieses große Gebiet hinweg war entweder die Verwendung infizierter Fischköder oder der Besatz von Gewässern mit nichtheimischen, infizierten Fischen. Der Pilz *Batrachochytrium dendrobatidis* steht unter dem Verdacht, für den weltweiten Rückgang von Amphibienpopulationen mitverantwortlich zu sein (KWET & LÖTTERS 2008, MUTSCHMANN 2008, OHST et al. 2006). Er wurde inzwischen auch in Deutschland nachgewiesen. Durch Verfrachtung von Fischen, Wasserpflanzen oder auch nur Wasser von einem Gewässer in ein anderes kann dieser Pilz übertragen und somit verbreitet werden. Durch Angler- oder Herpetologenausrüstung, wie zum Beispiel Handschuhe, Kescher, Netze oder Gummistiefel, die in einem Gewässer verwendet wurden, in dem an dem Pilz erkrankte Tiere leben, kann dieser Pilz ebenfalls in bisher infektionsfreie Gewässer übertragen werden, falls vor der erneuten Benutzung keine fachgerechte Desinfektion erfolgte (SCHMIDT et al. 2009).

## 7.3 Bewirtschaftung

Eine Reihe weiterer Eingriffe im Rahmen der Fischbewirtschaftung können lokal sehr nachteilige Folgen für Amphibien haben.

In den 1960er und 1970er Jahren wurden Gewässer mit Graskarpfen (*Ctenopharyn-*

*godon idella*) besetzt (DEHUS 2000), um dichte und beim Angeln hinderliche Wasserpflanzenbestände durch den Pflanzenfresser abweiden zu lassen. Praktisch überall, wo dies geschah, kam es zum Verlust der Laichkrautvegetation. Graskarpfenbesatz darf heute nur noch mit Genehmigung der Fischereibehörde erfolgen. Obwohl es verboten ist, den Graskarpfen auszusetzen (z. B. in Baden-Württemberg), kann man die aus Asien stammenden Tiere noch über den Handel beziehen. Ähnliche Folgen, wenn auch in der Regel nicht so nachhaltig, kann die mechanische „Entkrautung“ von Gewässern (vor allem Seen, Teiche, Weiher) nach sich ziehen. Beide Methoden scheinen durchaus nicht der Vergangenheit anzugehören, sondern, möglicherweise gar nicht so selten, von manchen Fischereiberechtigten bis in die Gegenwart und illegal angewendet zu werden. Zusammen mit den Folgen von Eutrophierung und mangelnder Pflege der Uferzonen führt das bis heute zu beträchtlichen Habitatverschlechterungen.

Ein See südlich von Wangen wurde noch in den 1980er Jahren als makrophytenreich und mit zehn Arten der submersen und Schwimmblattflora als sehr artenreich beschrieben (KONOLD 1987). Eine Erhebung im Jahr 2001 ergab keine Vorkommen von Wasserpflanzen mehr. Nach Aussagen von Anliegern haben die Fischereiberechtigten mehrfach die Makrophytenbestände mittels Ketten und Drahtseilen entfernt und zusätzlich durch Besatz mit Graskarpfen vernichtet.

Dieses Vorgehen ist einerseits als wesentlicher Eingriff in einen nach § 30 BNatSchG geschützten Lebensraum zu werten. Da es andererseits die Fischfauna gleichermaßen wie Amphibien, Wasserinsekten, Mollusken usw. schädigt, dürfte hier vor allem eine mangelnde Kenntnis der Zusammenhänge in Gewässerlebensräumen vorliegen.

GEBHARDT (1983) schreibt: „Eine nicht mehr vertretbare Bestandsschädigung konnte in Gewässern mit ökologisch unsinnigem beziehungsweise übermäßigem Fischbesatz für viele Amphibienarten nachgewiesen werden.“

#### **7.4 Lebensraumbeeinträchtigungen für Amphibien, die indirekt mit der Fischbewirtschaftung zusammenhängen**

Ein übermäßiger Eintrag von Nährstoffen, wie er heute fast bei allen Gewässern gegeben ist, lässt Wasserpflanzen verschwinden und führt zur Verschlammung von Sand- und Kiesgründen (DEHUS 2000). Diese Verschlammung wurde früher bei Weihern durch die regelmäßige Winterung in Grenzen gehalten. Erst die Verlängerung oder gar die Aufgabe des Winterungsturnus führte zu einer Akkumulation der Schlammablagerungen und im Gefolge davon zum drastischen Verlust von Laichkraut-, Schwimmblatt- und Seebinsenbeständen. In oberschwäbischen Weihern mit fast völligem Verlust dieser Verlandungszonen, in denen in jüngster Zeit die regelmäßige Winterung wieder aufgenommen wurde, entwickelten sich erstaunlich schnell wieder Wasserpflanzenbestände.

Der Verzicht auf die herbstliche Absenkung des Wasserspiegels beschleunigte nicht unwesentlich den Rückzug der Streunutzung von den Uferbereichen. Zusammen mit der Eutrophierung der Gewässer hatte das zur Folge, dass sich die ursprünglich mit Seggenfluren bewachsenen Flachwasserbereiche zu dichten Schilfbeständen entwickelten. Für die Vermehrung von Fischen, aber auch von Amphibien überaus bedeutsame offene Flachwasserbereiche gingen so verloren. Dichte Schilfröhrichte eutropher Weiher und Seen, die mit einer Knickschicht aus Altschilf zudem die übrige Vegetation verdrängt haben, werden von adulten Amphibien, von Kaulquappen und von anderen Wasserbewohnern gemieden. DEHUS (2000) stellt fest, dass die Pflege der Uferbereiche und Flachwasserzonen heute stärker in den Vordergrund gerückt wird (Bsp. Schilfmahd). Durch das Ausmähen des Schilfes kann Licht bis zum Boden vordringen, wodurch Wasser- oder Sumpfpflanzen besser gedeihen können. Es spricht nichts dagegen, eine sinnvolle Pflege der Gewässer mit dem Schneiden von Schilf sowie dem Auslichten und Kürzen von Gehölzen wiederaufzunehmen.

## **8 Maßnahmen zum Schutz von Amphibien**

Folgende Maßnahmen bei der Anlage, Pflege und Bewirtschaftung von Gewässern dienen dem Schutz von Amphibien (eine ausführliche Darstellung findet sich in LAUFER & WOLLENZIN 2010):

- Erhalt und Aufwertung bestehender Amphibiengewässer (Details siehe auch LAUFER 2010)
- Schaffung permanent fischfreier Gewässer/Entfernung von Fischen
- keine Anbindung stehender Gewässer an Fließgewässer
- Erlass von Vorschriften zum Besatz mit Fischen

## **9 Danksagung**

Wir bedanken uns beim NABU Bundesverband, der diese Studie in Auftrag gegeben hat. Für mündliche und schriftliche Mitteilungen zum Thema Amphibien und Fische bedanken wir uns bei Brigitte Bender, Thomas Brandt, Wilbert Bosman, Hans-Joachim Clausnitzer, Manfred Drobny, Udo Dröschel, Reinhard Eckstein, Oliver Finch, Klemens Fritz, Andrea Funke, Thomas Jenkel, Michael Jünemann, Wolfgang Kniep, Jeroen van der Kooij, Susanne Leber, Volker Lehmborg, Uwe Manzke, Ulrich Messlinger, Rolf Nessing, Daniel Ortman, Joachim Pastors, Ulrich Scheidt, Elmar Schmidt und Urs Tester. Bei Herrn Benedikt Schmidt und Frau Silvia Zumbach von der Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch) bedanken wir uns für die Bereitstellung von Literatur.

## 10 Literatur

- BARDAL, H., VAN DER KOOIJ, J., REDFORD, K. & A. MOEN (2010): Preserving endangered amphibians by chemical eradication of introduced fish species. – Poster NEOBIOTA 2010 Conference – Copenhagen, Dänemark, 14.–17. September 2010.
- BAUER, S. & H. LAUFER (2007): Fische, Fischerei und Amphibien. – In: LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 135–143.
- BAUSER, A., WAIBEL, A., HOLLNAICHER, M. & H. RAHMANN (1987): Populationsdynamische Untersuchungen der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischerlicher Nutzung in Oberschwaben. – Ökologie & Naturschutz 1: 95–116.
- BLAU, J. (2002): Zur Koexistenz von Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) und Bachforellen (*Salmo trutta forma fario*) in Dresdner Gewässern. – Zeitschrift für Feldherpetologie 9(2): 169–176.
- BOSCH, J., RINCÓN, P. A., BOYERO L. & I. MARTINEZ-SOLANO (2006): Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs. – Conservation Biology 20(1): 180–189.
- BÖLL, S. (2003): Zur Populationsdynamik und Verhaltensökologie einer Rhöner Freilandpopulation von *Alytes o. obstetricans*. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10(1): 97–103.
- BRAÑA, F., FRECHILLA L. & G. ORIZAOLA (1996): Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. – Herpetological Journal 6: 145–148.
- BRANDT, T. (2007): Zwergstichlinge (*Pungitius pungitius*) töten Laubfroschkaulquappen (*Hyla arborea*) unter Gefangenschaftsbedingungen. – Rana 8: 38–39.
- BRANDT, T., LÜERS E. & A. RUPRECHT (2009): Die Besiedlung von Kleingewässern durch Fische in den Meerbruchwiesen am Steinhuder Meer, Niedersachsen. – Rana 10: 10–41.
- BREUER, P. (1992): Amphibien und Fische – Ergebnisse experimenteller Freilanduntersuchungen. – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 6: 117–133.
- BROGGI, M. (1975): Amphibien und Fischbesatz in Kleingewässern. – Ber. Botan. Zool. Ges. Liechtenstein, Vaduz, 75: 53–57.
- BRÖNMARK, C. & P. EDENHAMN (1994): Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)? – Conservation Biology 8: 841–854.
- BUCHHOLZ, S. (1989): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie und Populationsdynamik einer Freilandpopulation von *Alytes o. obstetricans* (Amphibia, Anura, Discoglossidae). – Diplomarbeit, Universität Würzburg.
- BUSCHENDORF, J., A. NÖLLERT, W.-R. GROSSE & A. GEIGER (2016): Die Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) – Ökologie und Verhalten. – Mertensiella 24: 90–121.
- BUSKIRK, J. VAN (2003): Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. – Diversity and Distributions (9): 399–410.
- CLAUSNITZER, H.-J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. – Salamandra 19(3): 158–162.
- CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Amphibien, Fische und Amphibienschutzgewässer – Rana 11: 28–36.
- CLAUSNITZER, H.-J. & F. BERNINGHAUSEN (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. – Natur und Landschaft 66 (6): 335–339.

- CUNNINGHAM, M. (2009): Specialist study: Amphibians and other vertebrates. – in: Enviro-Fish Africa (Pty) Ltd: Draft Environmental Impact Assessment Report: Environmental impact assessment of the proposed eradication of invasive alien fishes from four river sections in the cape floristic region. – Chapter 6: 58–67.
- DEHNER, R. & P. MÜHLBECK (1998): Amphibien- und Reptilienkartierung im Main-Tauber-Kreis. – Faunistische und Floristische Mitteilungen aus dem Taubergrund 16: 53–65.
- DEHUS, P. (2000): Fische in Baden-Württemberg – Lebensraum Seen und Fischweiher. – Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg, Stuttgart.
- DENOËL, M., DZUKIC, D. & M. L. KALEZIC (2005): Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. – *Conservation Biology* 19:162–170.
- DENOËL, M. & A. LEHMANN (2006): Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. – *Biological Conservation* 130: 495–504.
- DENOËL, M., FICETOLA, G. F., CIROVIC, R., RADIVIC, D., DZUKIC, G., KALEZIC, M. L. & T. D. VUKOV (2009): A multi-scale approach to facultative paedomorphosis of European newts (Salamandridae) in the Montenegrin karst: distribution pattern, environmental variables, and conservation. – *Biological Conservation* 142: 509–517.
- DENOËL, M., SCIME P. & N. ZABELLI (2016): Newt life after fish introduction: extirpation of paedomorphosis in a mountain fish lake and newt use of satellite pools. – *Current Zoology* 62(1): 61–69.
- DEUSCHLE, J., REICHEL, S. & K. ZINTZ (1994): Untersuchungen zur Amphibienfauna an 14 unterschiedlich bewirtschafteten Fischweihern in Oberschwaben. – Arbeitsbericht Institut für Zoologie Universität Hohenheim, Universität Hohenheim.
- DOLMEN, D. VON (1980): Distribution and habitat of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and the warty newt, *Triturus cristatus* (Laurenti), in Norway. – In: COBURN, J. (ed.): Proceedings of the European Herpetological Symposium C.W.L.P., Oxford, 127–139.
- DROBNY, M. (2006): Amphibien-Kartierung im Natura-2000-Gebiet "Ismaninger Fischteiche" als Teilbetrag zur Entwicklung eines Managementkonzeptes. – im Auftrag der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern e.V., des Bundes Naturschutz in Bayern e. V., des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern e.V.
- ESCHER, K. (1972): Die Amphibien des Kantons Zürich. – Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich 117: 335–380.
- FICETOLA, G. F. & F. DE BERNARDI (2004): Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. – *Biological Conservation* 119: 219–230.
- FILODA, H. (1981): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichen Teils von Lüchow-Dannenberg. – Beitr. Naturk. Niedersachsen 34: 185–189.
- FLINDT, R. & H. HEMMER (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. – DATZ 22: 24–25.
- FREYHOF, J. (2003): Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. – In: Annual Report 2002, Berichte des IGB 17: 51–58.
- GEBHARDT, H. (1983): Fische und Amphibien. – Tagungsbericht Naturschutz Baden Württemberg 4: 17–24.
- GLANDT, D. (1983): Experimentelle Untersuchungen zum Beute-Räuber-Verhältnis zwischen Stichlingen, *Gasterosteus aculeatus* L. und *Pungitius pungitius* (L.), und Grasfroschlurven, *Rana temporaria* L. (Amphibia). – *Zoologischer Anzeiger* 211: 277–284.

- GLANDT, D. (1984): Laborexperiment zum Räuber-Beute-Verhältnis zwischen Dreistacheligen Stichlingen, *Gasterosteus aculeatus* L. (Teleostei) und Erdkrötenlarven, *Bufo bufo* (L.) (Amphibia). – Zoologischer Anzeiger 213 (1/2): 12–16.
- GLANDT, D. (1985): Kaulquappen-Fressen durch Goldfische *Carassius a. auratus* und Rotfedern *Scardinius erythrophthalmus*. – Salamandra 21(2/3): 180-185.
- GLANDT, D. (2004 a): Der Laubfrosch. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 8.
- GLANDT, D. (2004 b): Freilanduntersuchungen am Europäischen Laubfrosch (*Hyla arborea*) im nördlichen Münsterland als Grundlage für Artenschutzmaßnahmen. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 97–109.
- GROSSE, W.-R. (2009): Der Laubfrosch. – Die Neue Brehm-Bücherei 615.
- GUNZBURGER, M. S. & J. TRAVIS (2005): Critical literature review of the evidence for unpalatability of amphibian eggs and larvae. – Journal of Herpetology 39(4): 547–571.
- HARTEL, T., NEMES, S., COGĂLNICEANU, D., ÖLLERER, K., SCHWEIGER, O., MOGA, C.-I. & L. DEMETER (2007): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. – Hydrobiologia 583: 173–182.
- HEHMANN, F. & H. ZUCCHI (1985): Fischteiche und Amphibien – eine Feldstudie. – Natur und Landschaft 60 (10): 402–408.
- HEUSSER, H. (1970): Laich-Fressen durch Kaulquappen als mögliche Ursache spezifischer Biotoppräferenzen und kurzer Laichzeiten bei europäischen Froschlurchen (Amphibia, Anura). – Oecologia 4: 83–88.
- HEUSSER, H. & H. U. SCHLUMPF (1971): Elritzen fressen gezielt Kaulquappen. – Deutsche Aquarien- und Terrarienzeitschrift (24): 29–31.
- HONEGGER, R. E. (1978): Threatened amphibians and reptiles in Europe. – Council of Europe, nature and environment 15.
- JANCOVICH, J. K., DAVIDSON, E. W., PARAMESWARAN, N., MAO, J., CHINCHAR, V. G., COLLINS, J. P., JACOBS, B. L. & A. STORFER (2005): Evidence for emergence of an amphibian iridoviral disease because of human-enhanced spread. – Molecular Ecology 14: 213–224.
- KABISCH, K. & I. WEISS (1968): *Rana temporaria* L. als Winternahrung von *Salmo trutta fario* (L.). – Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 29: 289–291.
- KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN, A. R. & C. L. MILLER (2001): Transfer of a pathogen from fish to amphibians. – Conservation Biology 15: 1064–1070.
- KNAPP, R. A. (2005): Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite Nationalpark, USA. – Biological Conservation 121: 265–279.
- KNAPP, R. A., MATTHEWS, K. R. & O. SARNELLE (2001): Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. – Ecological Monographs 71(3): 401–421.
- KLEISINGER, H. & A. R. WAGNER (1993): Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) als Fressfeind überwinternder Grasfrösche (*Rana temporaria*). – Fauna und Flora in Rheinland Pfalz 7 (1): 202–204.
- KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte-Kultur. – Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg Beihefte 52 (1).
- KORDGES, T. (2003): Zur Biologie der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Kalksteinbrüchen des Niederrheinischen Landes (Nordrhein-Westfalen). – Zeitschrift für Feldherpetologie 10 (1): 105–128.
- KOORDINATIONSSTELLE FÜR AMPHIBIEN- UND REPTILIENSCHUTZ IN DER SCHWEIZ (KARCH) (2007): Fische und Amphibien oder Fische versus Amphibien? Eine Zusammenstellung neuerer Resultate aus der Forschung.

- KUHN, J. (1998): Life-history-Analysen, Verhaltens- und Populationsökologie im Naturschutz: die Notwendigkeit von Langzeitstudien. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58: 93–113.
- KUHN, J. (2001): Der Kammolch *Triturus cristatus* in Bayern: Verbreitung, Gewässerhabitate, Bestands- und Gefährdungssituation sowie Ansätze zu einem Schutzkonzept. – Rana Sonderheft 4: 107–123.
- KUZMIN, S. L. (1999): The amphibians of the former Soviet Union. – Moscow, Pensoft Sofia.
- KWET, A. (1993): Biologie, Ökologie und Schutz der Amphibien im NSG Federsee. – Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- KWET, A. & S. LÖTTERS (2008): Die weltweite Amphibienkrise. – Draco 34: 4–17.
- LADIGES, W. & D. VOGT (1965): Die Süßwasserfische Europas. – Hamburg, Paul Parey.
- LAUFER, H. (1998): Untersuchungen der Amphibienfauna und der Mauereidechse innerhalb der UVS „Rückhalteraum südlich des Kulturwehrs Breisach – Tieferlegung des 90-m-Streifens“. – im Auftrag des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Bühl.
- LAUFER, H. (2002): Die Amphibien westlich von Rühstädt in der Elbtalau – Pfingstwiesen und Umgebung. – im Auftrag der Naturschutzverwaltung „Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe - Brandenburg“.
- LAUFER, H. (2007): Die Amphibien am Schießtalsee. Naturschutzfachliche Stellungnahme. – im Auftrag der Stadtverwaltung Schwäbisch Gmünd.
- LAUFER, H. (2010): Amphibien- und Hochwasserschutz am Beispiel des integrierten Rheinprogramms. – In: 20 Jahre Berufsverband der Landschaftsökologen Baden-Württemberg. Fachliche Vielfalt – Ökologische Kompetenz: 47–52.
- LAUFER, H., FRITZ, K. & P. SOWIG (1997): Verbreitung und Bestandssituation des Springfrosches (*Rana dalmatina*) in Baden-Württemberg. – Rana Sonderheft 2: 117–126.
- LEU, T., LÜSCHER, B., ZUMBACH, S. & B. SCHMIDT (2009): Small fish (*Leucaspis delineatus*) that are often released into garden ponds and amphibian breeding sites prey on eggs and tadpoles of the common frog (*Rana temporaria*). – Amphibia-Reptilia 30(2): 290–293.
- LAUFER, H. & M. WOLLENZIN (2010): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen. Eine Literaturstudie. – im Auftrag des NABU Bundesverbandes Berlin.
- LOMAN, J. (2002): *Rana temporaria* metamorph production and population dynamics in the field. Effects of tadpole density, predation and pond drying. – Journal for Nature Conservation 10(2): 95–107.
- PINTAR, M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens. – Salamandra 34(2): 137–156.
- MALKMUS, R. (2006): Aliens auf der Iberischen Halbinsel – eine unterschätzte Bedrohung für die Herpetofauna. – elaphe 14(3): 45–50.
- MAO, J. D., GREEN, D. E., FELLERS, G. & V. CHINCHAR (1999): Molecular characterization of iridoviruses isolated from sympatric amphibians and fish. – Virus Research 63: 45–52.
- MEIER, E. (1995): Bestandsentwicklungen des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.) in der westfälischen Bucht. – Mertensiella 6: 73–93.
- MEISTERHANS, K. & H. HEUSSER (1970): Amphibien und ihre Lebensräume-Gefährdung-Forschung-Schutz. – Natur und Mensch 12 (4): 3–20.
- MUTSCHMANN, M. (2008): *Batrachochytrium dendrobatidis* – ein kleiner Pilz macht große Probleme. – Draco 34: 22–27.

- NIEKISCH, M. (1995): Die Gelbbauchunke Biologie, Gefährdung, Schutz. – Ökologie in Forschung und Anwendung, Weikersheim, Margraf Verlag 7.
- OHST, T., PLÖTNER, J., MUTSCHMANN, F. & Y. GRÄSER (2006): Chytridiomykose - eine Infektionskrankheit als Ursache des globalen Amphibiensterbens. – Zeitschrift für Feldherpetologie 13(2): 149–163.
- ORIZAOLA, G. & F. BRAÑA (2006): Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. – Animal Conservation 9(2): 171–178.
- ORTMANN, D. (2009): Kammolch-Monitoring-Krefeld Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. – Dissertation Universität Bonn
- PAEPKE, H. J. (1998): Karpfenläuse parasitieren Amphibienlarven. – herpetofauna 20 (117): 16–17.
- PASTORS, J. (1995): Ergebnisse zweier Wiederansiedelungsprojekte des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.) in Wuppertal eine Langzeitstudie. – In: GEIGER, A. (Hrsg.): Der Laubfrosch (*Hyla arborea* L.) Ökologie und Artenschutz. – Mertensiella 6: 163–180.
- PEARSON, K. J. & C. P. GOATER (2008): Distribution of long-toed salamanders and introduced trout in high- and low-elevation wetlands in southwestern Alberta, Canada. – Ecoscience 15(4): 435–459.
- PEYER, N. (2009): Auswerten der Projektstudie über das Auftreten von Fischen in Kleingewässern. – Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (Karch).
- PINTAR, M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich von Wien. – Salamandra 34(2): 137–156.
- RANNAB, R., LOHMUS, A. & L. BRIGGS (2009): Niche position, but not niche breadth, differs in two coexisting amphibians having contrasting trends in Europe. – Diversity and Distribution 15: 692–700.
- RESHETNIKOV, A. (2012): Decreased *Triturus cristatus* breeding site number as a consequence of *Percottus glenii* range expansion. – Frog Log 20(5): 18.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1954): Fischkrankheiten. – Berlin, Akademie-Verlag.
- SCHAY, G. (1988): Untersuchungen zur Frage der Überlebensrate von Embryonen und Larven des Grasfrosches (*Rana temporaria temporaria* L.) in fischfreien und fischbesetzten Laichgewässern. – Dissertation, Universität Wien
- SCHEFFEL, H.-J. (2007): Wie können Fische isolierte Kleingewässer außerhalb von Überschwemmungsgebieten erreichen und welcher Einfluss besteht auf Amphibienbestände? – Rana 8: 22–35.
- SCHMIDT, B. R. (2013): Transportieren Enten Fische in natürlicherweise fischfreie Amphibienlaichgebiete? – Zeitschrift für Feldherpetologie 20(2): 137–144.
- SCHMIDT, B., FURRER, S., KWET, A., LÖTTERS, S., RÖDDER, D., SZTATECSNY, M., TOBLER, U. & S. ZUMBACH (2009): Desinfektion als Maßnahme gegen die Verbreitung der Chytridiomykose bei Amphibien. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 15: 229–241.
- SEMLITSCH, R. D (1993): Effects of different predators on the survival and development of tadpoles from the hybridogenetic *Rana esculenta* complex. – Oikos 67 (1): 40–46.
- SOUND, P. & M. VEITH (1994): Zum Vorkommen der Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra salamandra/terrestris*) in Abhängigkeit von der Forellendichte sowie einiger abiotischer Faktoren. – Zeitschrift für Feldherpetologie 1: 89–101.

- SOWIG, P., FRITZ, K. & H. LAUFER (2003): Verbreitung, Habitatansprüche und Bestandssituation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Baden-Württemberg. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 37–46.
- SPOLWIND, R. & M. PINTAR (1997): Untersuchungen der Fisch- und Amphibienbiozöosen in Auegewässern der Donauauen oberhalb Wiens unter besonderer Berücksichtigung des Springfrosches (*Rana dalmatina*). – Rana Sonderheft 2: 163–168.
- SPOLWIND, R., PINTAR, M. & H. WAIDBACHER (2001): Auengewässertypisierung an der österreichischen Donau: Amphibien und Fische als Kennorganismen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 169–178.
- TESTER, U. (1990): Artenschutzrelevante Aspekte zur Ökologie des Laubfroschs *Hyla arborea*. – Dissertation Universität Basel.
- TIBERTI, R. & A. VON HARDENBERG (2012): Impact of introduced fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. – Amphibia – Reptilia 33: 303–307.
- THIESMEIER, B., KUPFER, A. & R. JEHL (2009): Der Kammolch. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 1.
- THIESMEIER, B. & U. SCHULTE (2010). Der Bergmolch. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 13.
- TROSCHEL, H. J. (1998): UVS-Rückhalteraum südlich Kulturwehr Breisach – Tieferlegung des 90-m-Streifens; Fischökologische Beurteilung. – im Auftrag des Instituts für Landschaftsökologie und Naturschutz (INL), Bühl.
- UZUNOVA, E. & S. ZLATANOVA (2007): A review of the fish introductions in the Bulgarian freshwaters. – Acta ichthyologica et piscatoria 37(1): 55–61.
- VEENVLIET, P. & J. K. VEENVLIET (2008): Amphibians of the Eastern Julian Alps (Slovenia) with special attention to endemic forms of the Alpine newt (*Mesotriton alpestris*). – Zeitschrift für Feldherpetologie 15(1): 49–60.
- VREDENBURG, V. T. (2004): Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. – Proceedings of the national academy of sciences of the U.S.A. 101: 7646–7650.
- WELSH, H. H., POPE, K. L. & D. BOIANO (2006): Sub-alpine amphibian distributions related to species palatability to non-native salmonids in the Klamath mountains of northern California. – Diversity and Distribution 12: 289–309.
- WINKLER, C. & U. DIERKING (2003): Verbreitung und Bestandssituation der Wechselkröte in Schleswig-Holstein. – Mertensiella 14: 18–24.
- WRIGHT, D. (2010): Fish control methods for great crested newt conservation. – CCW contract science report no. 476
- WÜSTEMANN, O. & M. SCHRÖDER (2011): Populationsgröße und Strukturvielfalt als Voraussetzung für das gemeinsame Vorkommen des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) und der Bachforelle (*Salmo trutta*) in einem kleinen Bach im Harz bei Bad Harzburg in Niedersachsen. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen 13: 2–9.

## Verfasser

Hubert Laufer & Maria Wollenzin, Büro für Landschaftsökologie Laufer, Kuhläger 20, 77654 Offenburg  
E-Mail: [info@bfl-laufer.de](mailto:info@bfl-laufer.de)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [RANA](#)

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: [18](#)

Autor(en)/Author(s): Laufer Hubert, Wollenzin Maria

Artikel/Article: [Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen – eine Literaturstudie 38-79](#)