

Rote Liste Vorarlberg

Amphibien & Reptilien

Maria Aschauer und Markus Grabher



**Rote Liste gefährdeter
Amphibien und Reptilien
Vorarlbergs
(überarbeitete Fassung)**

von
Maria Aschauer
Markus Grabher

Herausgegeben von der
inatura Erlebnis Naturschau GmbH
im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung

Dornbirn, im August 2021

Zitiervorschlag

Aschauer, M. & Grabher, M. (2021): Rote Liste gefährdeter Amphibien und Reptilien Vorarlbergs. Überarbeitete Fassung der Roten Liste 2008. – Rote Listen Vorarlbergs, 10: 188 S.; Dornbirn (inataura).

Maria Aschauer, Markus Grabher
UMG Umweltbüro Grabher
Marktstraße 18d, A-6850 Dornbirn

Herausgeber und Medieninhaber

inataura Erlebnis Naturschau GmbH
Jahngasse 9, A-6850 Dornbirn
www.inatura.at

BUCHER Verlag
Hohenems – Vaduz – München – Zürich
www.bucherverlag.com

© 2021, 1. Auflage

Schriftleitung

Dr. J. Georg Friebe, inatura

Titelbild

UMG Umweltbüro Grabher
(junger Laubfrosch auf Lungenezian)

Produktion

BUCHER Druck, Hohenems

Bindung

Papyrus, Wien

Printed in Austria

Die vorliegende Rote Liste wurde von der
Vorarlberger Landesregierung finanziert.

ISBN 978-3-99018-591-9

ISSN 1682-7147



Dank gilt der inatura für die Finanzierung des Projekts
sowie all jenen, die durch ihre Beobachtungen
zum Gelingen beigetragen haben.

Für die Rote Liste wurden Daten
aus unterschiedlichsten Projekten
und zahlreiche Daten ehrenamtlicher Beobachter*innen
berücksichtigt.

Aus Datenschutzgründen verzichten wir
auf eine namentliche Nennung,
wir möchten die vorliegende Monografie jedoch all jenen widmen,
die durch die Bereitstellung ihrer Beobachtungen
einen wertvollen Beitrag geliefert haben.

Inhalt

Zusammenfassung	6
1 Einleitung	8
2 Ausgangslage und Methodik	9
2.1 Naturraum	9
2.2 Die Erforschung der Herpetofauna Vorarlbergs	12
2.3 Datengrundlage	15
2.4 Artenspektrum	18
2.5 Ermittlung des Gefährdungsgrads	29
2.6 Ermittlung der Verantwortlichkeit	31
2.7 Ergebnis der Gefährdungsanalyse	32
3 Amphibien in Vorarlberg	38
3.1 Alpensalamander (<i>Salamandra atra</i>)	38
3.2 Feuersalamander (<i>Salamandra salamandra</i>)	42
3.3 Bergmolch (<i>Ichthyosaura alpestris</i>)	47
3.4 Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	51
3.5 Fadenmolch (<i>Lissotriton helveticus</i>)	55
3.6 Teichmolch (<i>Lissotriton vulgaris</i>)	59
3.7 Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	63
3.8 Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	68
3.9 Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)	72
3.10 Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	77
3.11 Wasserfrosch-Komplex (<i>Pelophylax lessonae</i> , <i>Pelophylax</i> kl. <i>esculentus</i> und <i>Pelophylax bergeri</i>)	82
3.12 Seefrosch (<i>Pelophylax ridibundus</i>)	89
4 Reptilien in Vorarlberg	93
4.1 Westliche Blindschleiche (<i>Anguis fragilis</i>)	93
4.2 Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>)	97
4.3 Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>)	102
4.4 Bergeidechse (<i>Zootoca vivipara</i>)	107
4.5 Artengruppe Ringelnatter (<i>Natrix natrix</i> und <i>Natrix helvetica</i>)	111
4.6 Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>)	116
4.7 Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>)	121
5 Resümee und Ausblick	126
5.1 Gesetzlicher Schutz der Amphibien und Reptilien	126
5.2 Gefährdungsursachen	127
5.3 Künftige Aufgaben	135
6 Literatur	139
7 Anhang: Erläuterung der Einstufung	167

Zusammenfassung

Seit Veröffentlichung der Roten Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs 2008 konnten umfangreiche neue Erkenntnisse gewonnen werden. So stehen inzwischen über 20.000 Datensätze für die Bewertung der aktuellen Gefährdungssituation zur Verfügung. Diese stammen aus unterschiedlichsten Projekten und berücksichtigen auch Daten ehrenamtlicher Beobachter*innen. In Vorarlberg kommen aktuell 14 Amphibienarten einschließlich einer Hybridform sowie acht Reptilienarten vor. Davon sind drei Taxa nicht autochthon, haben sich jedoch erfolgreich etabliert. Vier Arten wurden als vom Aussterben bedroht eingestuft: Feuersalamander und Fadenmolch sind in Vorarlberg sehr selten und weisen nur ein sehr kleines Verbreitungsgebiet auf; Kleiner Wasserfrosch und Teichfrosch – die ursprünglichen Grünfroschformen Vorarlbergs – wurden vermutlich nahezu vollständig durch den Italienischen Wasserfrosch ersetzt, der sich nur durch genetische Methoden von anderen Wasserfröschen unterscheiden lässt und nach derzeitigem Kenntnisstand als nicht heimisch anzusehen ist. Als stark gefährdet gelten Kammolch, Laubfrosch, Gelbbauchunke und Schlingnatter. Weitere vier Arten sind gefährdet, sechs Arten droht Gefährdung. Als nicht gefährdet wurde nur der Bergmolch bewertet.

Wichtigste Gefährdungs- und Rückgangsursachen sind Veränderung und Verlust von Lebensräumen, bedingt durch den großflächigen Landschaftswandel aufgrund der generellen Intensivierung der Landnutzung, die auch das Verschwinden von Kleinstrukturen und extensiv genutzten Saumbiotopen zur Folge hat. Viele ehemalige Amphibienlaichgewässer sind heute durch Stoffeinträge beeinträchtigt, durch Straßen, Siedlungs- und Betriebsgebiete isoliert oder wurden überhaupt zerstört. Arten wie Gelbbauchunke und Laubfrosch, die für die erfolgreiche Reproduktion auf Temporär- und Pioniergewässer angewiesen sind, wurden durch die Verbauung der Fließgewässer und durch großflächige Grundwasserabsenkungen selten. Fischbesatz, beispielsweise mit Goldfischen, gefährdet Amphibien; der Kammolch ist davon besonders betroffen. Der Straßenverkehr fordert unter wandernden Arten wie Grasfrosch und Erdkröte, aber auch unter Reptilien noch immer erhebliche Opfer. In Siedlungsgebieten bzw. siedlungsnahen Landschaften sind Hauskatzen eine Bedrohung vor allem für Zauneidechse und Blindschleiche. Die Kreuzotter leidet bis heute unter direkter menschlicher Verfolgung. Weitere Gefährdungsfaktoren sind Krankheiten, beispielsweise die Chytridiomykose, die Ausbreitung nicht heimischer Arten wie Seefrosch und Mauereidechse und vermutlich auch der Klimawandel. Mit Vorkommen vom Bodensee bis in alpine Regionen sind Bergmolch, Grasfrosch und Erdkröte am weitesten verbreitet. Auch die Bergeidechse besiedelt ein breites Spektrum unterschiedlicher Lebensräume von den Tallagen bis über 2.000 m Seehöhe. Bemerkenswert ist zudem das Verbreitungsgebiet des

Alpensalamanders, das sich vom Talrand des Rheintals bis in Regionen oberhalb der Waldgrenze erstreckt. Von der Kreuzotter existieren als einziger Art keine aktuellen Belege natürlicher Vorkommen aus dem Talraum bzw. talnahen Lebensräumen. Vorarlberg ist in besonderem Maße für den Fadenmolch verantwortlich, der österreichweit nur im Rheindelta nachgewiesen wurde. Für Alpensalamander, Kammolch und Barrenringelnatter besteht eine starke Verantwortung für den Arterhalt in Österreich. Voraussetzungen für den erfolgreichen Schutz der Amphibien und Reptilien in Vorarlberg sind Biotop- und Artenhilfsmaßnahmen sowie die Erfassung der Bestandsentwicklung (Monitoring), um rechtzeitig gezielte Maßnahmen treffen zu können.

1 Einleitung

Amphibien und Reptilien zählen weltweit zu den am stärksten bedrohten Tiergruppen. Die Ursachen hierfür sind vielfältig: Veränderung bzw. Verlust der Lebensräume durch intensive Landnutzung, Landschaftszerschneidung, Eutrophierung, Versauerung und Schadstoffbelastungen, erhöhte UV-Strahlung, Krankheiten, Prädation, Verdrängung durch nicht heimische Arten, klimatische Veränderungen und witterungsbedingte Einflüsse bzw. Interaktionen zwischen diesen Faktoren (ALFORD & RICHARDS 1999, SODHI et al. 2008, GLANDT 2016).

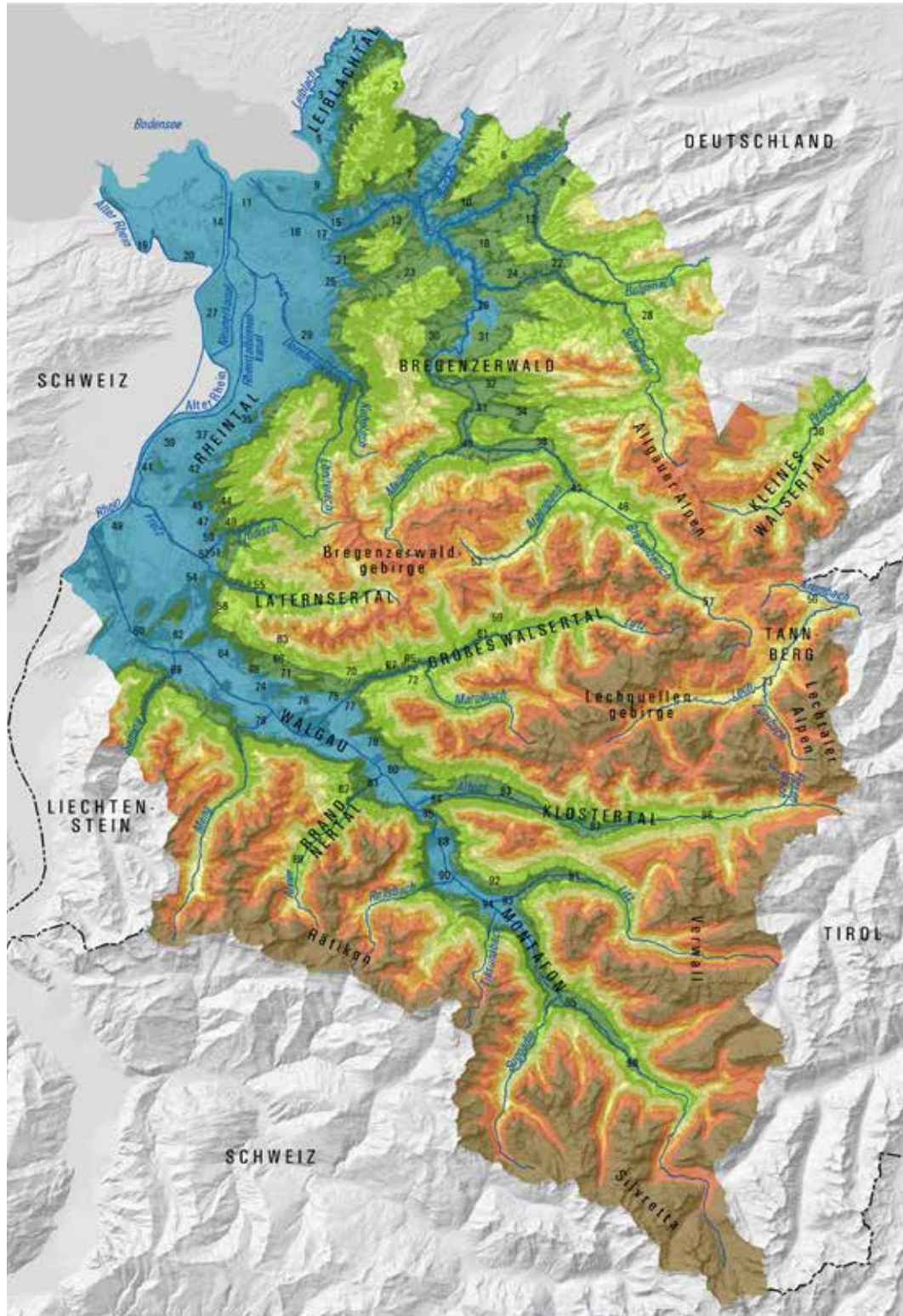
Das Verhältnis vieler Menschen zu Amphibien und Reptilien ist zwiespältig. Selbst der schwedische Naturforscher Carl von Linné schrieb: »Die meisten Amphibia erschrecken durch einen kalten Körper, eine bleiche Farbe, ein knorpeliges Skelett, eine hässliche Haut, eine finstere Erscheinung, einen berechnenden Blick, einen unangenehmen Geruch, eine knarrende Stimme, einen schmutzigen Lebensort und durch schreckliches Gift. Daher hat deren Schöpfer mit ihrer Zahl nicht geprahlt« (LINNÆUS 1758). Heute überwiegt die Faszination für ihre Lebensweise, ihre Bedeutung und ihren Stellenwert in Ökosystemen. Auch in der praktischen Naturschutzarbeit haben diese Tiergruppen einen besonderen Stellenwert. Viele Amphibien und Reptilien zeigen eine enge Bindung an naturnahe Lebensräume und reagieren sensibel auf Veränderungen ihrer Habitate. Sie sind deshalb wichtige Indikatoren eines umfassenden Biodiversitätsmonitorings. Kenntnisse ihrer Lebensräume und der Verbreitung der einzelnen Arten sind Voraussetzung für die Analyse der Gefährdungsursachen und die Entwicklung von Artenhilfsmaßnahmen.

Ursprünglich dazu gedacht, auf den drohenden Artenverlust aufmerksam zu machen, wurden Rote Listen zu einem wichtigen Instrument in der praktischen Naturschutzarbeit (ZULKA et al. 2001). Seit Erstellung der Roten Liste 2008 haben sich neue Entwicklungen und neue Erkenntnisse ergeben, die eine Neubearbeitung der Roten Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs erforderten.

2 Ausgangslage und Methodik

2.1 Naturraum

Vorarlbergs ist das westlichste und mit 2.603 km² zweitkleinste Bundesland Österreichs. Die Landesfläche erstreckt sich vom Bodensee in 396 m Seehöhe bis zum 3.312 m hohen Piz Buin in der Silvretta. Fast 90 Prozent der Landesfläche liegen oberhalb von 500 m, etwa zwei Drittel über 1.000 m und ca. ein Sechstel über 2.000 m Seehöhe, wobei die Gipfelhöhen kontinuierlich von Norden nach Süden ansteigen (RÜCKER & HAGSPIEL 2018). Das Klima ist durch reichliche und häufige Niederschläge, verhältnismäßig kühle Sommer und milde, schneereiche Winter geprägt. Westliche bzw. nordwestliche Winde dominieren, vor allem südlich des Kummenbergs tritt häufig Föhn auf. Am Bodensee und im vorderen und mittleren Bregenzerwald sind die ozeanischen Einflüsse relativ stark. Bodenseeraum und Rheintal weisen die höchsten Jahresmitteltemperaturen auf (9,2 °C in Bregenz). Der Ostteil des Walserkamms und das Lechquellengebirge zählen mit über 2.700 mm Jahresniederschlag zu den niederschlagsreichsten Regionen Österreichs (vgl. AUER & WERNER 2001a, b). Geologisch bildet Vorarlberg die Verbindung zwischen den Ost- und Westalpen und erstreckt sich vom Alpenvorland (Bodenseegebiet) bis in die Zentralalpen (Silvrettamassiv). Der geologische Aufbau ist durch eine hohe Komplexität und eine große Vielfalt gekennzeichnet und reicht von der Molassezone über das Helvetikum und den Flysch bis zu den Stöcken der nördlichen Kalkalpen und dem Altkristallin der Silvretta. Dem entsprechend sind auch die Geländeformen mannigfaltig (KRIEG & VERHOFSTAD 1986, FRIEBE 2004, 2007). Dies bedingt wiederum eine große Zahl unterschiedlicher Biotoptypen (vgl. GRABHERR et al. 2016). Bemerkenswert ist vor allem die Vielfalt an Mooren. Besonders der Bregenzerwald ist aufgrund der hohen Niederschlagsmengen für seinen Moorreichtum bekannt (STEINER 1992). Wälder bedecken etwa ein Drittel der Landesfläche. In Tallagen und sonnseitigen Hanglagen dominieren meist Buchen- bzw. Buchenmischwälder, die mit zunehmender Seehöhe durch von Nadelbäumen dominierte Waldtypen abgelöst werden. Die Fichte ist die häufigste Baumart. Die Waldgrenze liegt im Bregenzerwald auf etwa 1.800 m Seehöhe und steigt im Montafon bis auf über 2.000 m an (AMANN et al. 2014). Siedlungsgebiete konzentrieren sich auf die Tallagen: Rheintal und Walgau sind dicht besiedelt – hier leben auf 10 % der Landesfläche rund vier Fünftel der Gesamtbevölkerung (RÜCKER & HAGSPIEL 2018). Zugleich sind im Rheintal neben den intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen fast 10 % des Freiraums extensive Streuwiesen – ein bemerkenswert hoher Anteil (GRABHER 2005). Landesweit umfassen landwirtschaftliche Grundflächen etwa ein Sechstel Vorarlbergs. Dazu kommen rund 600 km² Alp- bzw. Almflächen (RÜCKER & HAGSPIEL 2018) auf rund



Höhenstufe (nach KILLIAN et al. 1994)	Nördliche Randalpen*	Nördliche Zwischenalpen**
submontan	~400 bis ~600 m	~500 bis ~750 m
tiefmontan	~600 bis ~800 m	~750 bis ~1000 m
mittelmontan	~800 bis ~1200 m	~1000 bis ~1300 m
hochmontan	~1200 bis ~1450 m	~1300 bis ~1600 m
tiefsubalpin	~1450 bis ~1650 m	~1600 bis ~1800 m
hochsubalpin	~1650 bis ~1950 m	~1800 bis ~2050 m
alpin-nival	über ~1950 m	über ~2050 m

* Rhenntal, Bregenzerwald, Kleines und Großes Walsertal, Walgau, Brandnertal, äußeres Klostertal
 ** Montafon, inneres Klostertal, oberes Lechtal

Abb. 1 (vorhergehende Seite): Gebietsübersicht.

1-96 ... Gemeindezentren:

1 Hohenweiler	25 Schwarzach	49 Meiningen	73 Lech
2 Möggers	26 Egg	50 Röthis	74 Schllins
3 Hörbranz	27 Lustenau	51 Zwischenwasser	75 Thüringen
4 Eichenberg	28 Sibratsgfall	52 Sulz	76 Bludesch
5 Lochau	29 Dornbirn	53 Damüls	77 Ludesch
6 Sulzberg	30 Schwarzenberg	54 Rankweil	78 Nenzing
7 Langen b. B.	31 Andelsbuch	55 Laterns	79 Nüziders
8 Riefensberg	32 Bezaun	56 Warth	80 Bludenz
9 Bregenz	33 Reutte	57 Schröcken	81 Bürs
10 Doren	34 Bizau	58 Übersaxen	82 Bürserberg
11 Hard	35 Hohenems	59 Fontanella	83 Innerbraz
12 Krumbach	36 Mittelberg	60 Feldkirch	84 Stallehr
13 Buch	37 Altach	61 Sonntag	85 Lorüns
14 Fußbach	38 Schnepfau	62 Göfis	86 Klösterle
15 Kennelbach	39 Mäder	63 Dünserberg	87 Dalaas
16 Lauterach	40 Mellau	64 Satteins	88 St. Anton i. M.
17 Wolfurt	41 Koblach	65 Blons	89 Brand
18 Langenegg	42 Götzis	66 Düns	90 Vandans
19 Gaißau	43 Au	67 St. Gerold	91 Silbertal
20 Höchst	44 Fraxern	68 Röns	92 Bartholomäberg
21 Bildstein	45 Klaus	69 Frastanz	93 Schruns
22 Hittisau	46 Schoppennau	70 Thüringerberg	94 Tschagguns
23 Alberschwende	47 Weiler	71 Schnifis	95 St. Gallenkirch
24 Lingenau	48 Viktorsberg	72 Raggal	96 Gaschurn

Für weiterführende Informationen zur Gliederung Vorarlbergs in Naturräume siehe AMANN et al. (2013).

520 bewirtschafteten Alpen (ABTEILUNG LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHER RAUM 2020). Etwa 16 % der Landesfläche gelten als unproduktiv (RÜCKER & HAGSPIEL 2018).

2.2 Die Erforschung der Herpetofauna Vorarlbergs

Die ersten Angaben zur Amphibien- und Reptilienfauna (= Herpetofauna) Vorarlbergs stammen von Pater Bruhin, einem Benediktiner, der von 1863 bis 1880 in Vorarlberg gewirkt und sich mit Flora und Fauna beschäftigt hat (SCHWIMMER 1933). In seiner Arbeit über die Wirbeltiere Vorarlbergs nennt er den Laubfrosch für Bregenz und erwähnt das häufige Vorkommen des Alpensalamanders (BRUHIN 1867). Ein Jahr später zählt er bereits neun Amphibien- und sechs Reptilienarten (BRUHIN 1868). In den Arbeiten von GREDLER (1872), DALLA TORRE (1879, 1891), FRONMÜLLER (1882) und LEYDIG (1872), der ein Vorkommen molassefarbiger Zauneidechsen auf dem Gebhardsberg bei Bregenz erwähnt, finden sich weitere frühe Hinweise zur Herpetofauna Vorarlbergs.

Gretler beschreibt in den 1930er Jahren, wie er am Arlberg Kreuzottern mit einem Sack gefangen und seine »lebende und gefürchtete Beute« »zur Verwunderung der Einwohner« beigetragen hat (GRETNER 1938). Aus dieser Zeit stammt auch die Beschreibung der Tierwelt Vorarlbergs von Ferdinand Falger (FALGER o. J.). Seine Angaben über Vorkommen der Kreuzkröte, die »gar nicht selten in Kellern zu finden ist, besonders wo Gemüse eingelagert sind, wo sie dann auf Schneckenjagd geht«, der Rotbauchunke, deren »isoliertes Vorkommen bei der Mehrerau in Bregenz wohl durch Verschleppung des Laichs durch Wasservögel zu erklären ist«, und des »östlichen Moorfrosches auf dem Flexen bei Zürs« konnten allerdings nie bestätigt werden.

Selbst in den 1970er Jahren war das Wissen über die Herpetofauna noch bescheiden. Im Montafon beschäftigte sich Ludwig Vallaster mit dem Vorkommen von Schlangen und dokumentierte die Vorkommen von Ringelnatter, Schlingnatter und Kreuzotter (ZURKIRCHEN 1974). Dennoch war es immer noch nicht möglich, sichere Artenlisten für Vorarlberg zu erstellen (GNAIGER 1974, HAPP 1974).

Die gezielte Erforschung der Amphibien- und Reptilienfauna Vorarlbergs begann also vergleichsweise spät. In den 1980er Jahren erfolgten im Rahmen einer gesamtösterreichischen herpetologischen Bestandsaufnahme erstmals umfangreiche Freilanderhebungen (vgl. TEUFL & SCHWARZER 1984a), in den 1990er Jahren wurden die Vorarlberger Amphibienwanderwege erfasst (BROGGI & WILLI 1998). Auch zur Verbreitung des Laubfroschs existieren detaillierte Untersuchungen aus den Jahren 1993 bis 1995 und 2002 (BARANDUN 1996a, BARANDUN et al. 2003). Regionale Arbeiten beschäftigen sich unter anderem mit den Amphibien und Reptilien im Naturschutzgebiet Gsieg – Obere Mähder (ALGE 1999), im Kleinen Walsertal (HUBER 1999) und im Gamperdonatal

(KÜHNIS & HUBER 1998), dem Seefrosch in den Alten Rüttenen (WUST 1996), dem Gesundheitszustand von Wasserfrosch-Kaulquappen im unteren Rheintal (SPERGER 2001), dem Kamm- und Teichmolch im Alpenrheintal (KÜHNIS et al. 2002), den Amphibien und Reptilien im Frastanzer Ried (HUBER 2003), in Göfis (HUBER & AMANN 2003) und entlang der Alfenz (GLASER 2004).

2008 wurde dann die erste Rote Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs veröffentlicht, für die sämtliche damals verfügbaren Daten zusammengeführt und durch umfangreiche Freilanderhebungen in den Jahren 2003 bis 2007 ergänzt wurden (ASCHAUER et al. 2008). In den vergangenen zwölf Jahren hat sich der Wissensstand fortlaufend erweitert. Unter anderem konnten aktuelle Nachweise des in der ersten Roten Liste als verschollen eingestuftes Feuersalamanders erbracht werden (STRAUSS et al. 2013). Andere Arbeiten beschäftigten sich mit allochthonen Mauereidechsen (SCHURIG & GEBHART 2009, WUST 2010a) und nicht heimischen Wasserschildkröten (KLEWEIN & WÖSS 2017), Amphibienvorkommen im Rheindelta (SCHELLING 2010), dem Krötenschutz am Levner Weiher (WUST 2010b), der Ausbreitung des Seefroschs im Rheintal (GRABHER et al. 2015), der Verbreitung und Durchmischung von Nördlicher Ringelnatter und Barrenringelnatter im Alpenrheintal (AMMANN 2016) sowie der Herpetofauna der Jagdberggemeinden (ASCHAUER et al. 2013) und des Stutzbergs (ASCHAUER et al. 2016, GRABHER 2017). Auch im Rahmen unterschiedlicher Erhebungen für Bauprojekte oder der Erfolgskontrolle ökologischer Aufwertungsmaßnahmen werden immer wieder Amphibien und Reptilien als wichtige Indikatorgruppen erfasst.

SZTATECSNY & HÖDL (2011) untersuchten die Amphibienkrankheit Chytridiomykose im Rheintal, GREVEN & GUEx (2018) Krankheitserscheinungen bei Bergmolchen in Rankweil.

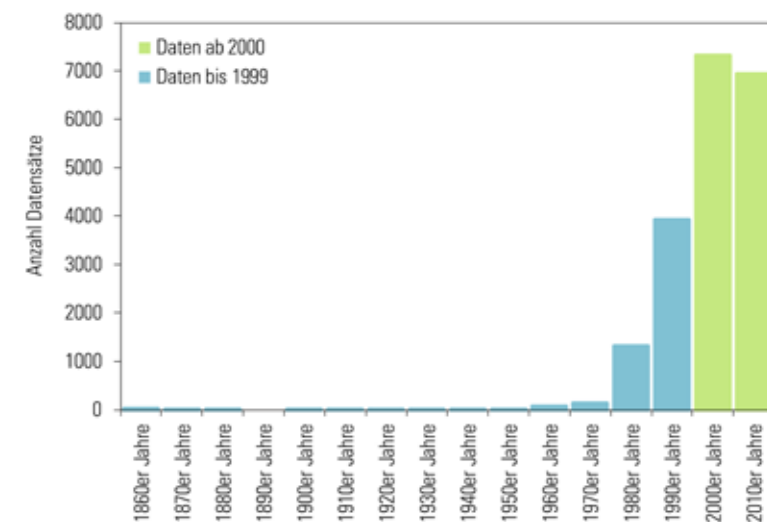
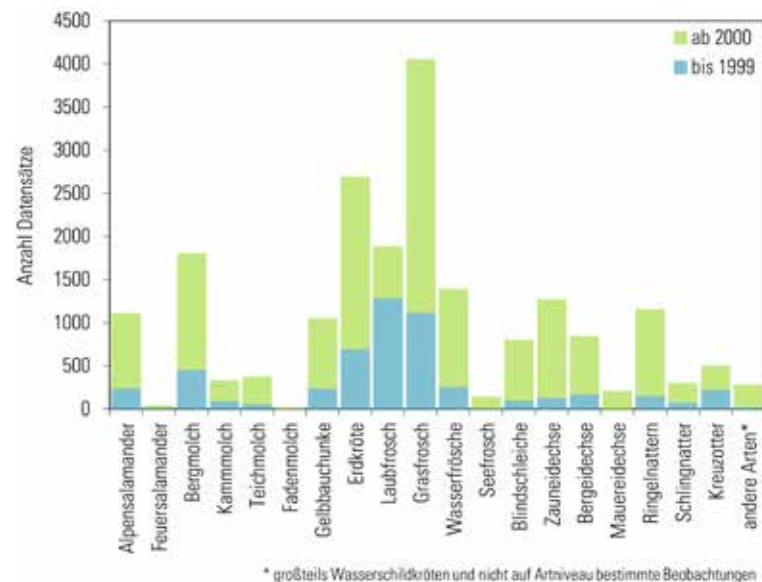


Abb. 2: Anzahl Datensätze pro Jahrzehnt. Zum historischen Vorkommen von Amphibien und Reptilien in Vorarlberg existieren nur wenige Informationen. Umfangreichere Daten stehen erst ab den 1980er Jahren zur Verfügung.

Artenhilfsmaßnahmen wurden in einem Schutzkonzept für stark gefährdete Amphibien im Vorarlberger Rheintal (ASCHAUER & GRABHER 2009) und in der erneuten Erhebung von Amphibienzugstellen (ASCHAUER & GRABHER 2018) erarbeitet. Zum Nachweis des Neozoons Italienischer Wasserfrosch wurden erstmals in Vorarlberg indirekte Nachweismethoden anhand von DNA-Spuren im Wohngewässer (Umwelt-DNA) angewandt (GRABHER & ASCHAUER 2020).

In den vergangenen Jahren gewann Citizen Science – die Datenerfassung durch Laien – stark an Bedeutung. Mit Ausnahme des Wasserfrosch-Komplexes sind die heimischen Arten aufgrund des überschaubaren Artenspektrums und der vergleichsweise einfachen Bestimmbarkeit hierfür gut geeignet (vgl. UMG 2017). Gerade bei seltenen und versteckt lebenden Arten wie der Schlingnatter liefern Zufallsbeobachtungen wichtige Erkenntnisse. Seit dem Jahr 2008 wurden über 600 Meldungen über das online-Formular auf herpetofauna.net übermittelt, viele der Meldungen erfolgten mit Foto. In die aktualisierte Rote Liste sind auch die Vorarlberger Daten des Projekts »Vielfalt bewegt! Alpenverein von Jung bis Alt« und der Meldeplattform »iNaturalist« eingeflossen. Teilweise seit Jahrzehnten werden einzelne Amphibienzugstellen durch Freiwillige betreut. Diese langjährigen Datenreihen liefern wertvolle Informationen und Hinweise zur Entwicklung der Populationen und lassen sich unter anderem zur Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels auf die heimische Fauna nutzen (CZACHS et al. 2017). 2019 wurden Erfassung und Schutz von wandernden Amphibien an neuralgischen Straßenabschnitten auf Initiative der Naturschutzabteilung des Landes ausgeweitet und ein Aufruf zur freiwilligen Mitarbeit gestartet (ANONYMUS 2019).

Abb. 3: Anzahl Datensätze je Art. Beim Laubfrosch ist der Datenbestand für den Zeitraum »bis 1999« überproportional groß, da die Art gezielt kartiert wurde (BARANDUN 1996a).



2.3 Datengrundlagen

Seit der Erstellung der ersten Fassung der Roten Liste ist der Datenbestand von 11.088 Datensätzen auf 20.038 angestiegen.

Datenherkunft	Zeitraum	Anzahl Datensätze
Herpetologische Daten des Naturhistorischen Museums Wien (Literatur- und Felderhebungsdaten) (CABELA et al. 2001)	bis 1996	1.028
Amphibien- und Reptiliendaten Vorarlberger Biotopinventar (BROGGI 1985-1988e, GRABHER 1984-1989)	1980er Jahre	383
Amphibien und Reptiliendaten Aktualisierung Vorarlberger Biotopinventar (vgl. http://apps.vorarlberg.at/archiv/umweltschutz/biotopinventar/)	vor allem 2000er Jahre	236
Grasfroschbiotop am Bickweg	1992-1993	156
Letzte Chance für den Laubfrosch im Alpenrheintal (BARANDUN 1996a)	1993-1995	1.421
Erfolgskontrolle Letzte Chance für den Laubfrosch im Alpenrheintal (BARANDUN et al. 2003)	2002	289
Amphibienwanderung Göfiser Straße (Gasserplatz)	1995	80
Amphibienbeobachtung beim Biotop am Giggelstein Hörbranz	1995	50
Landesweite Kartierung der Vorarlberger Amphibienwanderwege (BROGGI & WILLI 1998)	1994-1997	599
Erfassung Amphibienzugstellen 2018 (Gemeindeumfrage) (ASCHAUER & GRABHER 2018)	vor allem 2018	29
Amphibienschutz am Levner Weiher (WUST 2010b)	1989, 1996, seit 2003	160
Ökologische Bewertung der Amphibienlaichplätze im Rheintal (SPERGER 2001)	2000	40
Amphibien- und Reptilienbeobachtungen Josef Zoller (teilweise publiziert in KÜHNIS et al. 2002)	seit den 1990er Jahren	490
Amphibienzaun Koblach	seit 1996	304
Amphibienzaun Götzis Arbogast	seit 1997	561
Naturmonographie Gsieg – Obere Mähder (ALGE 1999)	1990er Jahre	40
Beobachtungsdaten Eduard Hämmerle	1995-2004	51
Verbreitung und Gefährdung ausgewählter Tiergruppen an der Alfenz (GLASER 2004)	2001	111
Erhebung Schutzgüter Natura 2000-Gebiet Bregenzerachschlucht (RENAT AG 2004)	2004	14
Amphibienzaun Mehrerauer Seeufer	2004-2014	90
Rote Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs (ASCHAUER et al. 2008)	bis 2007	5.825
Verbreitung, Habitatpräferenz und Phänologie der Amphibien im Rheindelta (SCHELLING 2010)	2009	347
Beobachtungsdaten Bruno Keist	2000, 2003	18
Beobachtungsdaten Rosemarie Mäser	seit 2006	33
Beobachtungsdaten Georg Friebe	größtenteils seit 2008	100

Tab. 1: Übersicht über den Datenbestand.

Tab. 1 (Forts.):
Übersicht über den
Datenbestand.

Datenherkunft	Zeitraum	Anzahl Datensätze
Beobachtungsdaten Thomas Rainer und Marlies Sperandio	seit 2008	282
Beobachtungsdaten Naturschutzverein Rheindelta	seit 2013	108
Biotopverbund Amphibien Rheintal (ASCHAUER & GRABHER 2009)	2008, 2009	68
Chytridiomykose in Österreich (SZTATECSNY & HÖDL 2011)	2010	24
Allochthone Wasserschildkröten in Vorarlberg (KLEEWEN & WÖSS 2017)	2010-2011	51
Verbreitung des Seefroschs im Rheintal (GRABHER et al. 2015) (einschließlich Daten aller anderen im Rheintal vorkommenden Amphibienarten)	2008-2014	932
Umweltverträglichkeitsprüfung Obervermuntwerk II (UMG Umweltbüro Grabher)	2010-2011	224
Naturmonografie Jagdberggemeinden (ASCHAUER et al. 2013)	2010-2011	135
Amphibien- und Reptilienkartierung Verkehrsprojekt Rheintal Mitte (UMG Umweltbüro Grabher)	2011	46
Naturmonografie Stutzberg (ASCHAUER et al. 2016, GRABHER 2017)	2014-2015	55
Geotag der Artenvielfalt Hohenems 2015 (WAIBEL 2016)	2015	36
Amphibienmonitoring Erfolgskontrolle Endgestaltung Alter Rhein (Ökobüro Hugentobler)	2015	98
Managementplan Amphibien und Reptilien Rheindelta (ASCHAUER & GRABHER 2017)	2017	117
Kartierung Gelbbauchunke Bregenzerachschlucht (Regionsmanagement Europaschutzgebiete)	2017, 2018	9
Amphibien- und Reptilienkartierung S18 Bodensee Schnellstraße (ZT KOFLER Umweltmanagement)	2018	245
Erfolgskontrolle Hochmoor-Renaturierung Götzner Moos (vgl. AMANN et al. 2020)	2014-2019	73
Interreg-Projekt Kleingewässer für die Bodenseeregion – Netzwerk für Artenvielfalt und Umweltbildung	2015-2019	208
Molch-Erhebungen Natura 2000-Gebiet Gsieg – Obere Mähder (Regionsmanagement Europaschutzgebiete)	2019	32
Amphibien- und Reptilienkartierung Gamperdonatal (Dietmar Huber)	2018, 2019	102
iNaturalist (vgl. https://www.inaturalist.org)	größtenteils seit 2016	151
Vielfalt bewegt! Alpenverein von Jung bis Alt (vgl. https://www.alpenverein.at/portal/naturumwelt/vielfalt_bewegt/)	2017-2019	40
Streudaten Amphibien und Reptilien inatura Forschungsprojekte	seit den 1990er Jahren	151
inatura Belegsammlung	seit den 1950er Jahren	113
inatura Einzelbeobachtungen (einschließlich Meldungen an die Fachberatung)	überwiegend seit den 2000er Jahren	1.170
Überarbeitung Rote Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs	seit 2008	3.113

Insgesamt bilden 5.197 Reptilien- und 14.841 Amphibienbeobachtungen (einschließlich der Zählungen an Amphibienzäunen, die rund 10 % der Amphibiendaten umfassen) die Bewertungsgrundlage. Etwa drei Viertel der Datensätze stammen aus dem Zeitraum ab dem Jahr 2000 und werden als »aktuelle« Nachweise berücksichtigt. Die Verbreitung der einzelnen Arten wird in Form von Rasterkarten dargestellt. Ein Rasterfeld umfasst 5 mal 3 geographische Minuten und ist im Mittel 35 km² groß. Dieser 5'x3'-Raster entspricht dem Standardraster, der beispielsweise auch für Brutvogelkartierungen (KILZER & BLUM 1991, KILZER et al. 2002, KILZER et al. 2011) oder für den Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Österreichs (CABELA et al. 2001) verwendet wurde. Insgesamt liegen 99 Rasterfelder teilweise oder ganz in Vorarlberg.

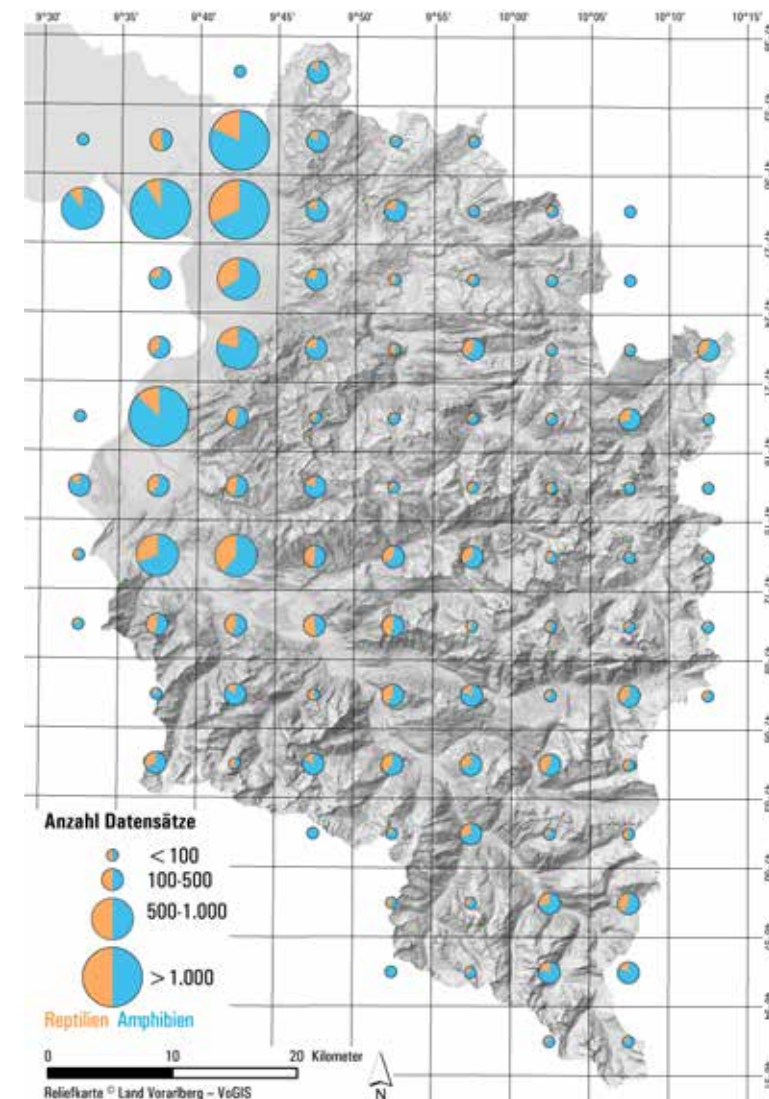


Abb. 4: Anzahl der zur Verfügung stehenden Datensätze je 5'x3'-Rasterfeld. Die meisten Daten stammen aus dem Talraum, insbesondere dem Rheintal.

2.4 Artenspektrum

Aktuell kommen vierzehn Amphibienarten einschließlich einer Hybridform sowie acht Reptilienarten vor. Seefrosch, Italienischer Wasserfrosch und Mauereidechse waren ursprünglich nicht heimisch. Während sich Seefrosch und Mauereidechse erst in jüngerer Vergangenheit in Vorarlberg ausgebreitet haben und als Neozoen einzustufen sind, ist beim Italienischen Wasserfrosch der Zeitpunkt der Einwanderung unklar und liegt möglicherweise weit in der Vergangenheit (DUFRESNES & DUBEY 2020).

Abb. 5: Aktuelle Höhenverbreitung der Amphibien Vorarlbergs. Alle Beobachtungen, die innerhalb eines 100 x 100 m großen Rasterfeldes liegen, wurden als ein Fundort gewertet. Berücksichtigt sind alle Datensätze ab dem Jahr 2000 mit ausreichender Verortungsgenauigkeit. Dargestellt sind der höchste und tiefste Fundort (Kreise), das 5- und 95-Perzentil (Querstrich), das untere und obere Quartil (Beginn bzw. Ende des blauen bzw. in Abb. 6 orangenen Balkens) sowie der Median.

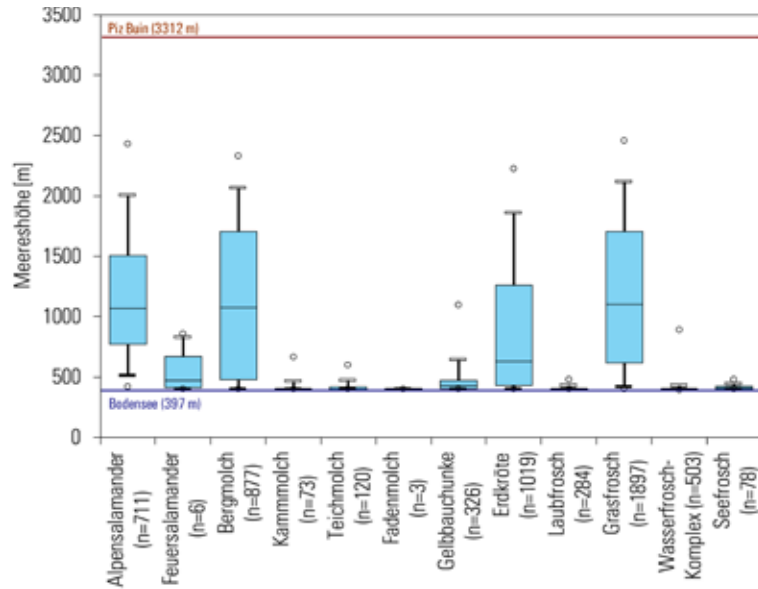
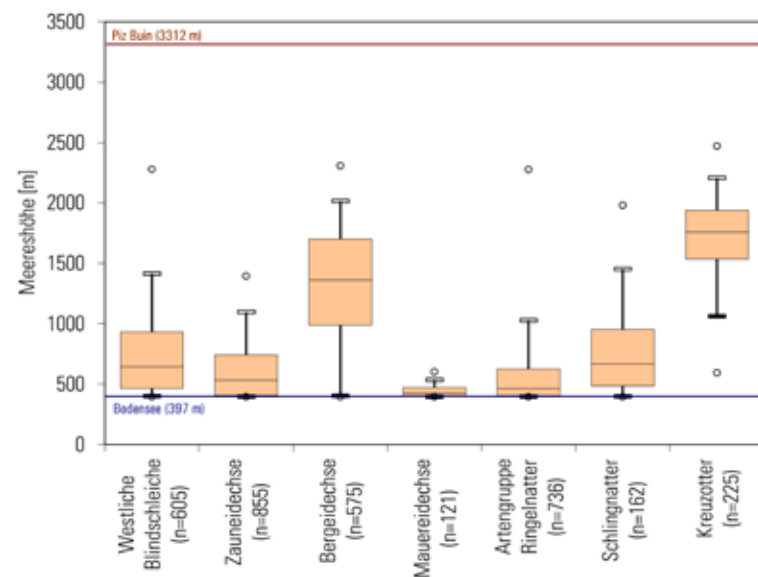


Abb. 6: Aktuelle Höhenverbreitung der Reptilien Vorarlbergs. Für Details siehe Abb. 5.



Klasse Amphibia (Lurche)

Ordnung Urodela (Schwanzlurche)

- Familie Salamandridae (Echte Salamander und Molche)
 - Salamandra atra* Laurenti, 1768 – Alpensalamander
 - Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) – Feuersalamander
 - Ichthyosaura alpestris* (Laurenti, 1768) – Bergmolch
 - Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) – Kammmolch
 - Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789) – Fadenmolch
 - Lissotriton vulgaris* (Linnaeus, 1758) – Teichmolch

Ordnung Anura (Froschlurche)

- Familie Bombinatoridae (Unken)
 - Bombina variegata* (Linnaeus, 1758) – Gelbbauchunke
- Familie Bufonidae (Echte Kröten)
 - Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) – Erdkröte
- Familie Hylidae (Laubfrösche)
 - Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) – Laubfrosch
- Familie Ranidae (Echte Frösche)
 - Rana temporaria* Linnaeus, 1758 – Grasfrosch
 - Pelophylax lessonae* (Camerano, 1882) – Kleiner Wasserfrosch
 - Pelophylax* kl. *esculentus* (Linnaeus, 1758) – Teichfrosch
 - Pelophylax bergeri* (Günther, 1985) – Italienischer Wasserfrosch*
 - Pelophylax ridibundus* sensu lato** – Seefrosch*

} Wasserfrosch-Komplex

Klasse Reptilia (Kriechtiere)

Ordnung Squamata (Schuppenkriechtiere)

Unterordnung Sauria (Echsen)

- Familie Anguillidae (Schleichen)
 - Anguis fragilis* Linnaeus, 1758 – Westliche Blindschleiche***
- Familie Lacertidae (Echte Eidechsen)
 - Lacerta agilis* Linnaeus, 1758 – Zauneidechse
 - Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) – Mauereidechse*
 - Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) – Bergeidechse

Unterordnung Serpentes (Schlangen)

- Familie Colubridae (Land- und Baumnattern)
 - Coronella austriaca* Laurenti, 1768 – Schlingnatter
- Familie Natricidae (Wassernattern)
 - Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) – Nördliche Ringelnatter
 - Natrix helvetica* (Lacépède, 1789) – Barrenringelnatter
- Familie Viperidae (Vipern)
 - Vipera berus* (Linnaeus, 1758) – Kreuzotter

} Artengruppe Ringelnatter

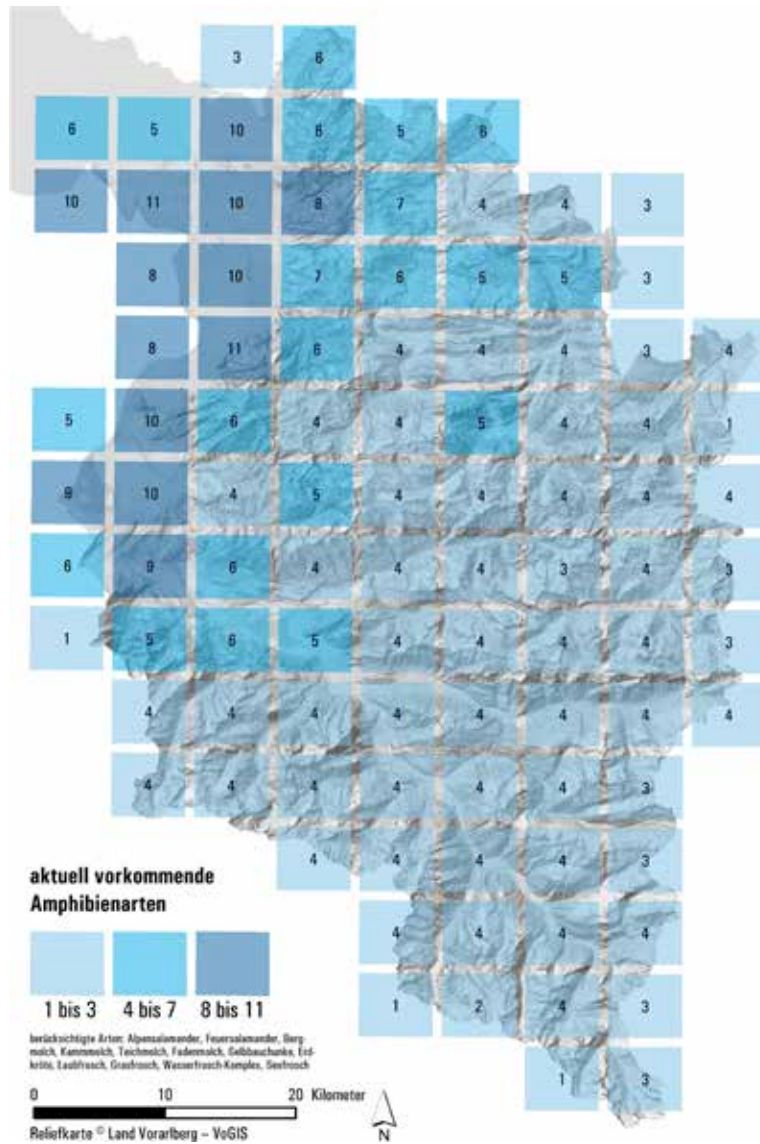
* in Vorarlberg ursprünglich nicht heimisch

** In der Schweiz zeigten genetische Untersuchungen, dass der „Seefrosch“ einen Komplex aus mehreren osteuropäischen Arten darstellt. Neben *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771) wurden auch der Balkan-Wasserfrosch *Pelophylax kurtmuelleri* (Gayda, 1940) und der Türkische Wasserfrosch *Pelophylax cf. bedriagae* (Camerano, 1882) nachgewiesen (DUFRESNES et al. 2018).

*** Die Blindschleiche wurde vor wenigen Jahren aufgrund molekulargenetischer Untersuchungen in mehrere Arten aufgeteilt (vgl. GVOZDIK et al. 2010 und 2013). In Mitteleuropa kommt die Westliche Blindschleiche vor, deren Verbreitungsgebiet vom nordöstlichen Griechenland bis zum nordwestlichen Spanien reicht (ANDRÁ et al. 2019).

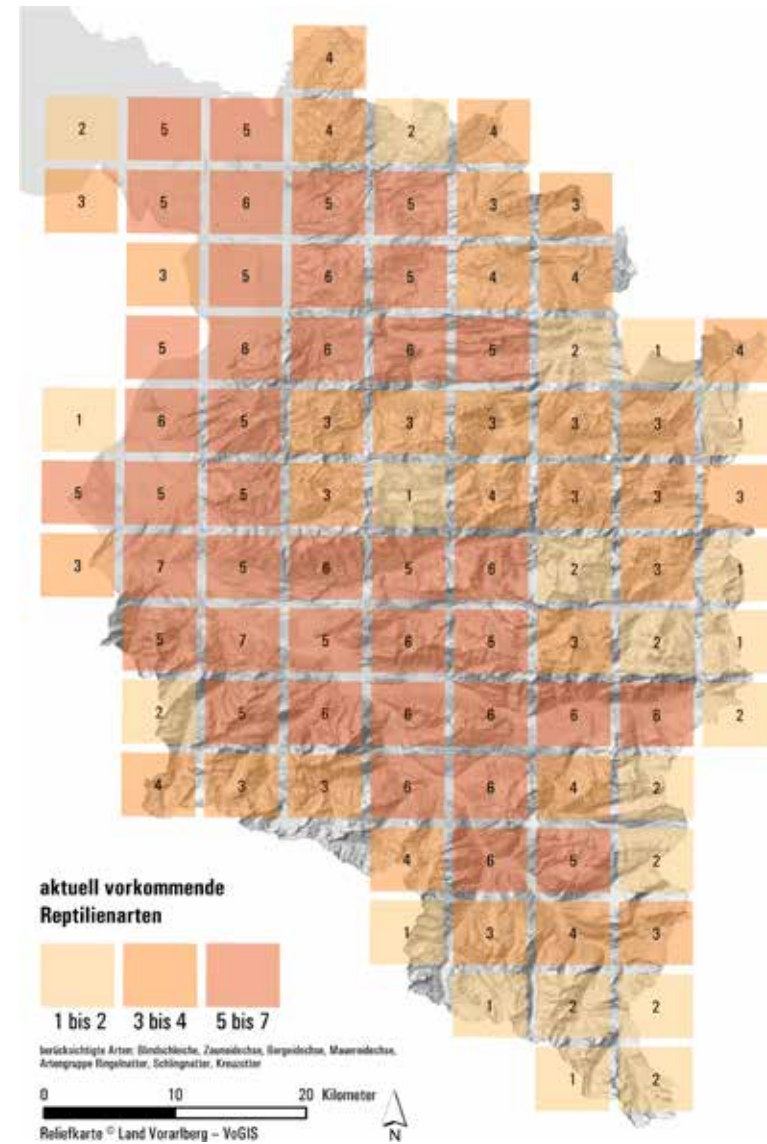
Tab. 2: Systematische Übersicht der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs (in Anlehnung an GLANDT 2015).

Abb. 7: Anzahl Amphibienarten je 5'x3'-Rasterfeld. Das Rheintal weist die größte Artenvielfalt auf.



Das Rheintal weist die größte Vielfalt an Amphibien auf. Kammmolch, Gelbbauchunke, Laubfrosch, Wasserfrösche und Seefrosch besiedeln hauptsächlich die Tallagen unter 500 m Seehöhe. Die bedeutendsten Amphibienlebensräume sind naturnahe Landschaften mit einem vielfältigen Angebot an Gewässern – beispielsweise die Feuchtgebiete am Bodensee, das Gebiet Alter Rhein – Obere Mähder in Lustenau, die Lehmlöcher Kommingen in Götzis oder die Alten Rüttenen in Feldkirch. Bis ins Hochgebirge dringen immerhin noch vier Arten vor: Grasfrosch, Erdkröte, Bergmolch und Alpensalamander zeigen eine sehr weite Höhenamplitude und besiedeln auch Lebensräume über 2.000 m Seehöhe.

Abb. 8: Anzahl Reptilienarten je 5'x3'-Rasterfeld. Die Artenvielfalt ist in mittleren Lagen bis etwa 1.500 m über Meer am größten.



Das Artenspektrum der Reptilien ist in Mittelgebirgslagen zwischen 500 m und 1.000 m bis 1.500 m Seehöhe am größten. Wichtige Gebiete sind meist traditionelle, strukturreiche und extensiv genutzte Kulturlandschaften. Die Kreuzotter meidet als einzige Art tiefe Lagen; ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt etwa zwischen 1.500 und 2.000 m Seehöhe.

Abb. 9: In der Silvretta sind eine große Population der Kreuzotter und ein individuenreicher Grasfroschbestand erhalten. Auch Alpensalamander, Bergmolch, Erdkröte und Bergeidechse kommen in dieser Hochgebirgslandschaft vor (Foto: UMG).



Abb. 10: Das Rheinholz im Natura-2000-Gebiet Rheindelta liegt auf etwa 397 m und wird durch die Wasserstände des Bodensees beeinflusst. Die Landschaft zählt zu den wichtigsten Lebensräumen für Gelbbauchunke und Kammolch in Vorarlberg – Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Der Fadenmolch wurde hier das erste Mal definitiv für Vorarlberg und Österreich nachgewiesen. Weiters leben hier Berg- und Teichmolch, Erdkröte, Grasfrosch, Laubfrosch, Blindschleiche und Ringelnatter. Bei günstigen Wasserständen entstehen Laichplätze für tausende Wasserfrösche (Foto: UMG).



Abb. 11: Vielfältige Kulturlandschaften in mittleren bis höheren Lagen sind artenreiche Lebensräume. Am Stutzberg in Frastanz wurden Grasfrosch, Erdkröte, Bergmolch und Alpensalamander, Blindschleiche, Zauneidechse, Bergeidechse und Ringelnatter beobachtet (ASCHAUER et al. 2016) (Foto: UMG).



Zweifelhafte Angaben und ausgesetzte Arten

Nicht berücksichtigt wurden unsichere Angaben oder Beobachtungen ausgesetzter Tiere. So erscheint ein erloschenes Vorkommen der Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) in Hard (HAPP 1974) sehr zweifelhaft. Auch Meldungen von Wechselkröte (*Bufo viridis*). Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und natürliche Vorkommen des Moorfroschs (*Rana arvalis*) konnten bislang nicht bestätigt werden. Von der Würfelnatter (*Natrix tessellata*), die JANETSCHKE (1961) als »das seltenste Reptil Vorarlbergs« bezeichnete, existiert ein Beleg in der wissenschaftlichen Sammlung der inatura Erlebnis Naturschau GmbH, Dornbirn: Siegfried Fussenegger, der Begründer des Naturkundemuseums, fing in den 1950er-Jahren ein Exemplar in Götzis – wohl ein ausgesetztes Tier. Auch die zwei Würfelnattern, die 2006 in Klaus auftauchten, waren nachweislich ausgesetzt (K. Zimmermann mündl.). Zudem wurde im Sommer 2007 im Stadtgebiet von Dornbirn eine Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*) aus einem Schacht geborgen. Selbst aus Nordamerika stammende Kornnattern (*Pantherophis guttatus*), eine Griechische Landschildkröte (*Testudo hermanni*) und ein Chamäleon (*Chamaeleo calyptratus*) wurden schon beobachtet.

Aus dem Rheindelta stammen Hinweise zu Vorkommen der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*). Diese Art erreicht im benachbarten St. Gallen am unteren Hangfuß des Rheintals ihren südöstlichen Verbreitungsrand und kommt bei Berneck nur 4 km vom Alpenrhein entfernt vor (GROSSENBACHER 1988). Ein Auftreten in Vorarlberg wäre somit nicht gänzlich ausgeschlossen. Allerdings sind die Vorkommen in der Schweiz seit 1990 stark zurückgegangen, es existieren nur noch wenige vermehrungsstarke Vorkommen (BARANDUN & ZOLLER 2008). Sollten tatsächlich Geburtshelferkröten in Vorarlberg bestätigt werden, ist nicht auszuschließen, dass die Tiere ausgesetzt wurden.

Zahlreiche Beobachtungen existieren darüber hinaus von Wasserschildkröten. In Österreich ist nur die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) heimisch, die bevorzugt sich rasch erwärmende und stark verkrautete Gewässer mit dichter Unterwasserpflanzenvegetation besiedelt (LAUFER et al. 2007). Der älteste prähistorische Fund einer Europäischen Sumpfschildkröte in Österreich stammt aus Vorarlberg: Bei archäologischen Ausgrabungen am Kummenberg wurden rund 8.000 Jahre alte Überreste gefunden (CABELA et al. 2001, KUNST & GEMEL 2000). Auch aus Liechtenstein ist ein urgeschichtlicher Fund bekannt, der aus der Jungsteinzeit stammt (HARTMANN-FRICK 1959). Vor allem aus dem 17. und 18. Jahrhundert ist belegt, dass Sumpfschildkröten als Fastenspeise häufig über weite Strecken gehandelt und verkauft wurden (KUNST & GEMEL 2000). Aus Fischereilisten und Bestellungen Badischer Fürsten schließen BERNAUER & JACOBY (1994) auf eine einst weite Verbreitung im deutschen Bodenseeraum. Auch wenn nicht eindeutig belegt, kam die Europäische Sumpfschildkröte wahrscheinlich ehemals auch am Vorarlberger Bodenseeufer vor (vgl. KLEWEIN & WÖSS 2013). Allerdings ist

unbekannt, ob es sich um natürliche oder möglicherweise bereits damals vom Menschen angesiedelte Bestände gehandelt hat (vgl. ANDRÄ et al. 2019). In Süddeutschland sind die meisten Vorkommen bereits in prähistorischer oder geschichtlicher Zeit durch den direkten oder indirekten Einfluss des Menschen verschwunden (FRITZ 2001), vermutlich sind auch die Vorarlberger Populationen früh erloschen (KLEWEIN & WÖSS 2013). HAPP (1974) erwähnt Vorkommen verwilderter Tiere im Rheintal, CABELA et al. (2001) stufen die Europäische Sumpfschildkröte in Vorarlberg als lokal ausgesetzt ein. Heute werden selten Europäische Sumpfschildkröten beobachtet. Es handelt sich dabei um gebietsfremde Tiere, wie genetische Untersuchungen an zwei Individuen zeigten (KLEWEIN & WÖSS 2013). Von einer Wiederansiedlung in Vorarlberg, wie sie in der Schweiz durchgeführt wird (vgl. MONNEY & MEYER 2008, RAEMY et al. 2013), raten KLEWEIN & WÖSS (2011) aufgrund des hohen zeitlichen und finanziellen Aufwands ab, der für die Etablierung einer langfristig überlebensfähigen Population erforderlich ist.

Die meisten in Vorarlberg beobachteten Schildkröten sind Nordamerikanische Wasserschildkröten. Neben Schmuckschildkröten wie Rotwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*), Gelbwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta scripta*) und Cumberland-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta troostii*), die inzwischen in der gesamten Europäischen Union als invasiv gelten und nicht mehr importiert oder gehandelt werden dürfen (vgl. NEHRING & SKOWRONEK 2017), wurden weitere Arten beobachtet: Hieroglyphen-Schmuckschildkröte (*Pseudemys concinna concinna*), Florida-Schmuckschildkröte (*Pseudemys floridana peninsularis*), Nelsons Schmuckschildkröte (*Pseudemys nelsoni*) und Falsche Landkartenschildkröte (*Graptemys*



Abb. 12: Die Europäische Sumpfschildkröte ist aus Vorarlberg nur durch einen prähistorischen Fund belegt und wurde deshalb in der Roten Liste nicht berücksichtigt. Alle rezenten Funde gehen auf ausgesetzte Tiere zurück. Morphologisch ist die Europäische Sumpfschildkröte sehr variabel. Die mitteleuropäische Unterart, die Pontische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis orbicularis*), zeichnet sich durch eine dunkle bis schwarze Färbung aus. Kopf, Hals und Gliedmaßen weisen häufig ein Muster aus gelben Strichen, Punkten oder Strahlen auf (LAUFER et al. 2007, ANDRÄ et al. 2019) (Foto: UMG).



Abb. 13: Aus vielen größeren Gewässern im Rheintal und Walgau existieren Beobachtungen ausgesetzter Schildkröten, oft von Rotwangen-Schmuckschildkröten (*Trachemys scripta elegans*), die ursprünglich aus Nordamerika stammen (vgl. FITECOLA et al. 2012). In Mitteleuropa erstreckt sich ihre Aktivitätsperiode von März bis Oktober. Die Tiere befinden sich meist in einem schlechten Ernährungszustand (PIEH & LAUFER 2006), kalte Winter führen zu einer hohen Sterblichkeit (BRINGSØE 2001). Im Zeitraum 1989 bis 1997 wurden über 52 Millionen Schmuckschildkröten aus den USA exportiert, die Einfuhr der Rotwangen-Schmuckschildkröten in die Europäische Union ist seit 1997 verboten (FITECOLA et al. 2012), inzwischen gilt dies auch für die beiden anderen Unterarten – die Gelbwangen-Schmuckschildkröte (*T. s. scripta*) und die Cumberland-Schmuckschildkröte (*T. s. troostii*) (Foto: UMG).

pseudogeographica pseudogeographica) (KLEWEIN & WÖSS 2017). Am Bregenzer Bodenseeufer wurde 2017 zudem eine Amerikanische Schnappschildkröte (*Chelydra serpentina*) eingefangen. 2018 wurde erstmals die Beobachtung einer Chinesischen Dreieckschildkröte (*Mauremys reevesii*) gemeldet. Darüber hinaus liegen aus dem Schweizer Rheintal vom Eselschwanz bei St. Margrethen Beobachtungen der Kaspischen Wasserschildkröte (*Mauremys caspica*) aus den Jahren 2000 und 2001 vor (BARANDUN & KÜHNIS 2001).

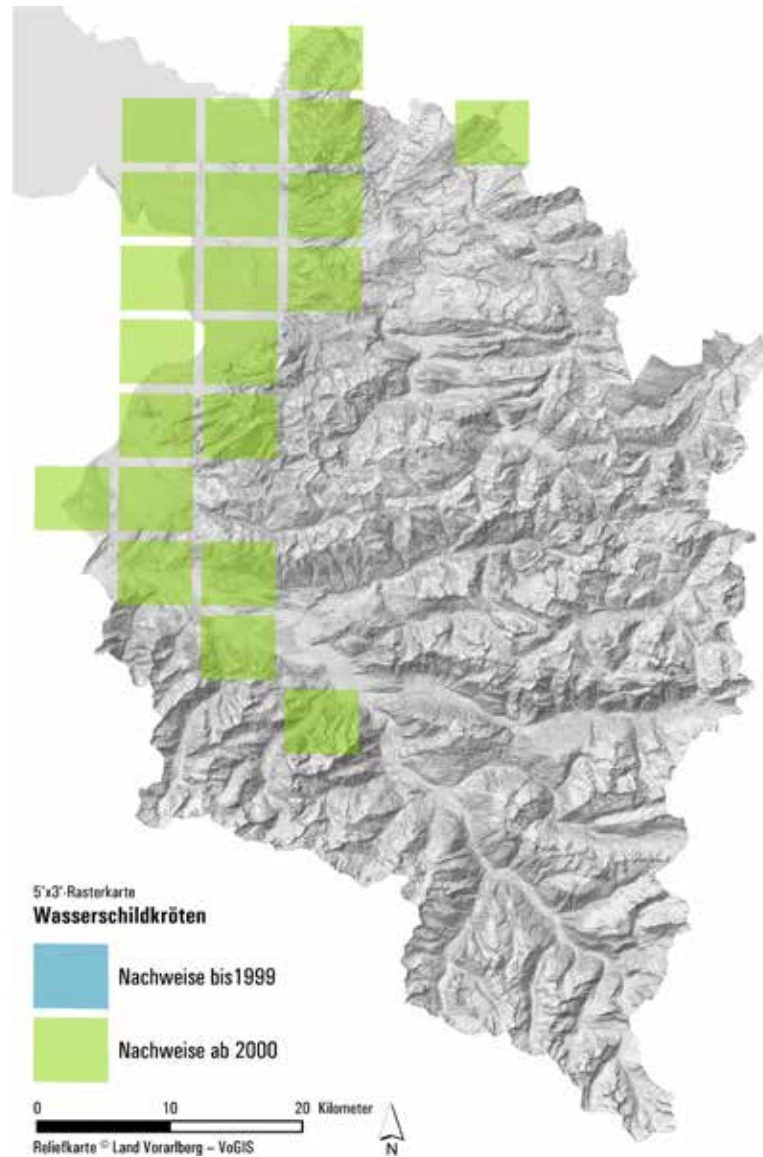
Die Fortpflanzung nordamerikanischer Wasserschildkröten unter heimischen Klimaverhältnissen ist selten: Insbesondere warme Sommer sind geeignet, in thermisch begünstigten Lagen ist aber auch in »normalen« Jahren eine gelegentliche Reproduktion möglich (GEMEL et al. 2005). In den vergangenen Jahren wurden in Österreich vermehrt Schlüpflinge beobachtet – möglicherweise eine Folge des Klimawandels (GEMEL & WÖSS 2020). Am Rheindamm in Hard konnte 2018 erstmals ein Gelege der Hieroglyphen-Schmuckschildkröte in Österreich in freier Wildbahn nachgewiesen werden (SCHELLING 2018).

Die Freisetzung von Schildkröten ist aus naturschutzfachlicher Sicht und aus Gründen des Tierschutzes problematisch. Eine Lösung des Problems ist derzeit nicht in Sicht; die Einrichtung von Auffangstationen scheitert oft daran, dass die Kapazitätsgrenzen rasch erreicht werden.

Vergleich mit den Nachbarn

Die Artenvielfalt in Vorarlberg ist im Vergleich zu den Nachbarländern gering – nur im flächenmäßig kleineren Liechtenstein, wo Fadenmolch und Nördliche Ringelnatter fehlen und der Feuersalamander als verschollen gilt, ist die Gesamtartenzahl noch geringer. In Vorarlberg fehlen vor allem wärmeliebende Arten der Tieflagen.

Abb. 14: Rasterverbreitungskarte von Wasserschildkröten (aktuelle Rasterfrequenz: 21%).



In Bayern, wo ein Großteil der Landesfläche zwischen 300 und 600 m Seehöhe liegt, kommen zusätzlich Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Wechselkröte (*Bufo viridis*), Kreuzkröte (*Epidalea calamita*), Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), Moorfrosch (*Rana arvalis*), Springfrosch (*Rana dalmatina*), Östliche Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) und Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*) vor (vgl. ANDRÄ et al. 2019). Im Kanton St. Gallen sind mit Geburtshelferkröte und Kreuzkröte ebenfalls zwei in Vorarlberg fehlende Amphibienarten verbreitet. Der Kanton Graubünden, dessen Klima im Süden bereits mediterran geprägt ist, zeigt vor allem bei Reptilien mit Westlicher Smaragdeidechse (*Lacerta*

bilineata), Gelbgrüner Zornnatter (*Coluber viridiflavus*), Würfelnatter (*Natrix tessellata*), Äskulapnatter, Aspispiper (*Vipera aspis*), Italienischer Blindschleiche (*Anguis veronensis*) und natürlichen Mauereidechsen-Vorkommen ein deutlich größeres Artenspektrum (vgl. HOFER et al. 2001). Auch Nordtirol weist mit lokalen Vorkommen von Kreuzkröte, Wechselkröte, Äskulapnatter sowie der regional verbreiteten Mauereidechse eine größere Artenvielfalt auf (CABELA et al. 2001).

Art	V 2.603 km ²	FL 161 km ²	GR 7.105 km ²	SG 2.028 km ²	BY 70.542 km ²	T 10.628 km ²
AMPHIBIEN						
Alpensalamander <i>Salamandra atra</i>	x	x	x	x	x	x
Feuersalamander <i>Salamandra salamandra</i>	x	o	x	x	x	x
Bergmolch <i>Ichthyosaura alpestris</i>	x	x	x	x	x	x
Kammolch <i>Triturus cristatus</i>	x	x	x	x	x	x
Alpenkammolch <i>Triturus carnifex</i>			o			o
Fadenmolch <i>Lissotriton helveticus</i>	x			x	x	
Teichmolch <i>Lissotriton vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x
Geburtshelferkröte <i>Alytes obstetricans</i>				x	x	
Rotbauchunke <i>Bombina bombina</i>					o	
Gelbbauchunke <i>Bombina variegata</i>	x	x	x	x	x	x
Knoblauchkröte <i>Pelobates fuscus</i>					x	
Erdkröte <i>Bufo bufo</i>	x	x	x	x	x	x
Kreuzkröte <i>Epidalea calamita</i>				x	x	x
Wechselkröte <i>Bufo viridis</i>					x	x
Laubfrosch <i>Hyla arborea</i>	x	x	o	x	x	x
Italienischer Laubfrosch <i>Hyla intermedia</i>			o			
Moorfrosch <i>Rana arvalis</i>					x	
Springfrosch <i>Rana dalmatina</i>			x		x	
Grasfrosch <i>Rana temporaria</i>	x	x	x	x	x	x
Kleiner Wasserfrosch <i>Pelophylax lessonae</i>	x	x	x	x	x	x
Teichfrosch <i>Pelophylax kl. esculentus</i>	x	x	x	x	x	x
Seefrosch <i>Pelophylax ridibundus</i>					x	

Tab. 3: Vergleich des Artenspektrums in Vorarlberg mit angrenzenden Ländern unter Berücksichtigung heimischer Arten (exklusive Neozoen):

x ... vorkommend,
o ... erloschen.

Quellen:

FL = Liechtenstein: KÜHNIS 2002, 2006b;

GR = Graubünden: MEYER et al. 2014, HOFER et al. 2001, MEYER 2020;

SG = St. Gallen: BARADUN & KÜHNIS 2001, BARADUN & ZOLLER 2008;

BY = Bayern: ANDRÄ et al. 2019;

T = Nordtirol: CABELA et al. 2001.

Tab. 3 (Forts.): Vergleich des Artenspektrums in Vorarlberg mit angrenzenden Ländern unter Berücksichtigung heimischer Arten (exklusive Neozoen):

x ... vorkommend,
o ... erloschen.

Quellen:
FL = Liechtenstein: KÜHNIS 2002, 2006b;
GR = Graubünden: MEYER et al. 2014, HOFFER et al. 2001, MEYER 2020;
SG = St. Gallen: BARADUN & KÜHNIS 2001, BARADUN & ZOLLER 2008;
BY = Bayern: ANDRÁ et al. 2019;
T = Nordtirol: CABELA et al. 2001.

Art	V 2.603 km ²	FL 161 km ²	GR 7.105 km ²	SG 2.028 km ²	BY 70.542 km ²	T 10.628 km ²
REPTILIEN						
Westliche Blindschleiche <i>Anguis fragilis</i>	x	x	x	x	x	x
Italienische Blindschleiche* <i>Anguis veronensis</i>			x			
Zauneidechse <i>Lacerta agilis</i>	x	x	x	x	x	x
Östliche Smaragdeidechse <i>Lacerta viridis</i>					x	
Westliche Smaragdeidechse <i>Lacerta bilineata</i>			x			
Mauereidechse <i>Podarcis muralis</i>			x		x	x
Bergeidechse <i>Zootoca vivipara</i>	x	x	x	x	x	x
Schlingnatter <i>Coronella austriaca</i>	x	x	x	x	x	x
Gelbgrüne Zornnatter <i>Hierophis viridiflavus</i>			x			
Nördliche Ringelnatter <i>Natrix natrix</i>	x			x	x	x
Barrenringelnatter <i>Natrix helvetica</i>	x	x	x	x	x	x
Würfelnatter <i>Natrix tessellata</i>			x			
Äskulapnatter <i>Zamenis longissimus</i>			x		x	x
Aspiviper <i>Vipera aspis</i>			x			
Kreuzotter <i>Vipera berus</i>	x	x	x	x	x	x

* kommt im Misox und im Calancatal vor (MEYER 2020)

2.5 Ermittlung des Gefährdungsgrads

Der Gefährdungsgrad wird wie in der ersten Fassung der Roten Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs (ASCHAUER et al. 2008) gemäß dem Bewertungssystem nach ZULKA et al. (2001, 2005), ZULKA & EDER (2007) und ZULKA (2009) ermittelt. Die Grundeinstufung erfolgt anhand der jeweiligen Bestandssituation und Bestandsentwicklung. Mit Berücksichtigung der Faktoren Arealentwicklung, Habitatverfügbarkeit, Habitatentwicklung, direkte anthropogene Beeinflussung, Einwanderung aus den Nachbarländern und weiteren Risikofaktoren ist eine Nachjustierung um eine Gefährdungskategorie nach oben oder unten möglich. Zur Verknüpfung untereinander werden die Einstufungsfaktoren dekadisch skaliert (ZULKA & EDER 2007). Das Ergebnis des Einstufungsprozesses sind folgende Gefährdungskategorien (ZULKA et al. 2001, 2005, ZULKA & EDER 2007, ZULKA 2009), die den internationalen Vorgaben der World Conservation Union IUCN entsprechen (vgl. IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION 2012):

- RE (Regionally Extinct) – regional verschollen bzw. regional ausgestorben: Die Art ist in Vorarlberg verschwunden, die Populationen sind nachweisbar erloschen. Im gesamten ehemaligen Verbreitungsgebiet können trotz umfassender Nachsuche keine Nachweise mehr erbracht werden. ZULKA et al. (2001) empfehlen 50 Jahre als Mindestzeit, ab der eine Art bei vergeblicher Nachsuche als verschollen gilt.
- CR (Critically Endangered) – vom Aussterben bedroht: Es ist mit zumindest 50%iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten zehn Jahren oder drei Generationen ausstirbt.

Abb. 15: Anzahl der aktuell vorkommenden, autochthonen Amphibienarten in Vorarlberg und in den angrenzenden Ländern (vgl. Tab. 3).

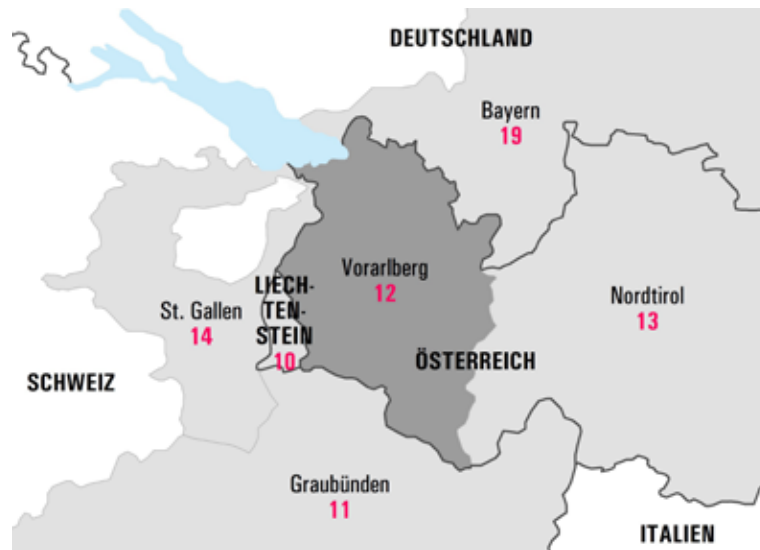


Abb. 16: Anzahl der aktuell vorkommenden, autochthonen Reptilienarten in Vorarlberg und in den angrenzenden Ländern (vgl. Tab. 3).

- EN (Endangered) – stark gefährdet: Es ist mit zumindest 20%iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 20 Jahren oder fünf Generationen ausstirbt.
- VU (Vulnerable) – gefährdet: Es ist mit zumindest 10%iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 100 Jahren ausstirbt.
- NT (Near Threatened) – Gefährdung droht: Die Aussterbewahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren beträgt weniger als 10 %. Es ist aber eine negative Bestandsentwicklung oder eine hohe Aussterbegefahr in Teilen des Gebiets vorhanden.

- LC (Least Concern) – nicht gefährdet: Die Aussterbewahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren beträgt weniger als 10 %. Es ist keine negative Bestandsentwicklung und keine hohe Aussterbegefahr in Teilen des Gebiets vorhanden.
- DD (Data Deficient) – Datenlage ungenügend: Die vorliegenden Daten lassen keine Einstufung zu.
- NE (Not Evaluated) – nicht eingestuft: Die Art wurde nicht eingestuft.

2.6 Ermittlung der Verantwortlichkeit

Ergänzend zur Gefährdung wird die Verantwortung Vorarlbergs für den Erhalt der Arten in Österreich bewertet. Grundlage für die Einstufung bilden die Verbreitungsareale der einzelnen Arten innerhalb Österreichs nach CABELA et al. (2001). Die Definition der Kategorien orientiert sich an ZULKA & EDER (2007) und erfolgt in Anlehnung an WEICHSELBAUMER (2013):

in besonderem Maß verantwortlich (!!)

- Arten, die in Österreich nur in Vorarlberg vorkommen bzw. hier mehr als drei Viertel ihres österreichischen Bestandes aufweisen.

stark verantwortlich (!)

- Arten, deren Vorarlberger Arealanteil mehr als ein Drittel der österreichweit nachgewiesenen Vorkommen beträgt.
- Arten, deren Vorarlberger Arealanteil mehr als 10 % des österreichweiten Vorkommens beträgt und für die Vorarlberg im Arealzentrum liegt.
- Arten, die in Vorarlberg einen regionalen Vorposten im österreichischen Hauptareal bilden, der durch eine starke geographische Barriere vom restlichen österreichischen Areal isoliert ist, so dass eine genetische Differenzierung belegt oder zu erwarten ist bzw. in Vorarlberg eine andere Unterart als im restlichen Österreich vorkommt.

Insbesondere der Aspekt der genetischen Differenzierung ist nicht einfach zu beurteilen. Bei einigen Arten wurden phylogenetische Analysen durchgeführt, die das Vorkommen mehrerer genetischer Linien in Europa belegen, die häufig mit unterschiedlichen Refugialräumen während der Eiszeit und der darauffolgenden postglazialen Wiederbesiedlung in Zusammenhang stehen (JÖGER et al. 2006). Untersuchungen existieren beispielsweise für den Teichmolch (PABIJAN et al. 2017), die Bergeidechse (HORREO et al. 2018) oder die Kreuzotter (vgl. ANDRÄ et al. 2019), die auch in Österreich durch zwei unterschiedliche genetische Kladen belegt ist (ZANGL et al. 2020). Die Schlingnatter ist in Europa ebenfalls durch mehrere unterschiedliche phylogenetische Linien vertreten; der bisherige Wissensstand deutet darauf, dass die Vorarlberger bzw. die westösterreichischen Individuen einer anderen Linie angehören als die Tiere in Ostösterreich (JABLONSKI et al. 2019). Für eine abschließende Beurteilung der Vorarlberger bzw. österreichischen Situation reicht der derzeitige Wissensstand in der

Abb. 17: Einstufungssystem zur Ermittlung des Gefährdungsgrads (nach ZULKA & EDER 2007).

		GRUNDEINSTUFUNG						
		Bestandsituation kein aktueller Bestand → RE						
Bestandsentwicklung		nur punktuell vorkommend, extrem selten	lokal verbreitet, sehr selten	regional verbreitet, selten	überregional verbreitet, mäßig selten	weit verbreitet, mäßig häufig bis häufig	sehr weit bis landschaftsweit verbreitet, sehr häufig	
		1	2	3	4,5	6,7,8	9,10	
sehr starker Rückgang	-10	CR	CR	CR	EN	VU	NT	
	-9	CR	CR	CR	EN	VU	NT	
	-8	CR	CR	CR	EN	VU	NT	
	-7	CR	CR	EN	VU	NT	NT	
	starker Rückgang	-6	CR	CR	EN	VU	NT	NT
		-5	CR	CR	EN	VU	NT	NT
	Rückgang	-4	CR	EN	VU	NT	LC	LC
		-3	CR	EN	VU	NT	LC	LC
		-2	CR	EN	VU	NT	LC	LC
	gleichbleibend	-1	EN	VU	NT	LC	LC	LC*
0		EN	VU	NT	LC	LC	LC*	
Zunahme	1	EN	VU	NT	LC	LC	LC*	
	2	EN	VU	NT	LC	LC	LC*	
	3	EN	VU	NT	LC	LC	LC*	
	4	EN	VU	NT	LC	LC*	LC*	
starke Zunahme	5	EN	VU	NT	LC	LC*	LC*	
	6	EN	VU	NT	LC	LC*	LC*	
	7	EN	VU	NT	LC	LC*	LC*	
sehr starke Zunahme	8	VU	NT	LC	LC*	LC*	LC*	
	9	VU	NT	LC	LC*	LC*	LC*	
	10	VU	NT	LC	LC*	LC*	LC*	

* keine Nachjustierung möglich



Tab. 4: Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads (vgl. auch GOLLMANN 2007).

Einstufungsfaktor	Erläuterung										
Bestandssituation	<p>Die Bewertung erfolgt anhand der aktuell besetzten 5x3'-Rasterfelder. Da die Rasterfrequenz entscheidend von der Rastergröße abhängt (HARTLEY & KUNIN 2003), kommt der Indikator-Eichung ein besonderer Stellenwert zu (ESSL & ZULKA 2005, ZULKA et al. 2001). Es wurde folgende leicht von den Empfehlungen in ZULKA et al. (2001) abweichende Skalierung gewählt:</p> <table border="0"> <tr> <td>1 Rasterfrequenz ≤ 2%</td> <td>6 Rasterfrequenz ≤ 50%</td> </tr> <tr> <td>2 Rasterfrequenz ≤ 8%</td> <td>7 Rasterfrequenz ≤ 60%</td> </tr> <tr> <td>3 Rasterfrequenz ≤ 15%</td> <td>8 Rasterfrequenz ≤ 70%</td> </tr> <tr> <td>4 Rasterfrequenz ≤ 30%</td> <td>9 Rasterfrequenz ≤ 80%</td> </tr> <tr> <td>5 Rasterfrequenz ≤ 40%</td> <td>10 Rasterfrequenz > 80%</td> </tr> </table> <p>Daneben sind auch die Anzahl der Nachweise pro Rasterfeld und die beobachteten Individuenzahlen wichtig. Da die Rasterfelder mit einer Fläche von durchschnittlich 35 km² vergleichsweise groß sind, wurde ergänzend zur Rasterfrequenz auch die Häufigkeit innerhalb der Rasterzellen bei der Bewertung berücksichtigt. Arten, die in über 60% der aktuell besetzten Rasterfelder mit nur 1 bis 5 Beobachtungen vertreten sind, wurden auf die nächst tiefere Skalenstufe zurückgesetzt – ausgenommen Arten, die bereits mit „1“ skaliert wurden.</p>	1 Rasterfrequenz ≤ 2%	6 Rasterfrequenz ≤ 50%	2 Rasterfrequenz ≤ 8%	7 Rasterfrequenz ≤ 60%	3 Rasterfrequenz ≤ 15%	8 Rasterfrequenz ≤ 70%	4 Rasterfrequenz ≤ 30%	9 Rasterfrequenz ≤ 80%	5 Rasterfrequenz ≤ 40%	10 Rasterfrequenz > 80%
1 Rasterfrequenz ≤ 2%	6 Rasterfrequenz ≤ 50%										
2 Rasterfrequenz ≤ 8%	7 Rasterfrequenz ≤ 60%										
3 Rasterfrequenz ≤ 15%	8 Rasterfrequenz ≤ 70%										
4 Rasterfrequenz ≤ 30%	9 Rasterfrequenz ≤ 80%										
5 Rasterfrequenz ≤ 40%	10 Rasterfrequenz > 80%										
Bestandsentwicklung	<p>Die Bestandsentwicklung ist wesentlich schwieriger zu bewerten als die Bestandssituation, da nur für den Laubfrosch detaillierte Untersuchungen zur Verfügung stehen (vgl. BARANDUN 1996a, BARANDUN et al. 2003). Für andere Arten existieren teilweise Hinweise (z.B. durch das Erlöschen von Amphibienzugstellen). Oft jedoch stehen keine gesicherten Informationen zur Verfügung, sodass eine Abschätzung anhand der Veränderung des Verbreitungsbildes (Ausdünnung der Bestände, Verschwinden von Vorkommen) erfolgt, wobei zu berücksichtigen ist, dass scheinbare Veränderungen auch durch Wissensdefizite bedingt sein können.</p>										
Arealentwicklung	<p>Der Indikator wird anhand von Veränderungen des Verbreitungsgebiets abgeschätzt und reicht von +/- gleichbleibend über geringe Arealeinengung (beispielsweise durch ausfransende Randzonen) und mäßigen Arealrückgang bis zu starken Arealverlusten. Arealausweitung ist vor allem bei ursprünglich nicht heimischen Arten zu beobachten.</p>										

Regel jedoch nicht aus, sodass sich die Beurteilung einer erhöhten Verantwortlichkeit aufgrund genetischer Differenzierung vor allem auf anerkannte Unterarten beschränkt.

2.7 Ergebnis der Gefährdungsanalyse

Etwa die Hälfte der in Vorarlberg heimischen Arten ist in unterschiedlichem Maß als gefährdet anzusehen, ungefähr einem Viertel droht Gefährdung. Vier Arten sind vom Aussterben bedroht, keine wird jedoch als ausgestorben eingestuft. Allerdings ist der Status von Kleinem Wasserfrosch und Teichfrosch nicht

Einstufungsfaktor	Erläuterung
Habitatverfügbarkeit	<p>Die Habitatverfügbarkeit bezieht sich auf den potenziell verfügbaren Lebensraum – unabhängig davon, ob die Flächen tatsächlich besiedelt sind. Viele Amphibien und Reptilien stellen komplexe Ansprüche an ihre Lebensräume: Das Angebot an kleinräumigen Strukturen und Landschaftselementen ist von großer Bedeutung und erschwert die Beurteilung. Es ist deshalb nur eine Abschätzung anhand der Ansprüche an Lebensraumtypen, Nutzungsformen und Strukturen innerhalb des Verbreitungsgebiets der einzelnen Arten möglich.</p>
Habitatentwicklung	<p>Wesentliche Ursachen für eine negative Habitatentwicklung sind: Intensivierung der Landnutzung und Verlust von Landschaftselementen, Bau von Infrastrukturen und Fragmentierung der Landschaft, Gewässerverbauung und Entwässerung. Renaturierung und Extensivierung, naturnaher Gewässerunterhalt und Maßnahmen zur Biotopvernetzung hingegen können eine positive Entwicklung initiieren.</p>
direkte anthropogene Beeinflussung	<p>Dies umfasst alle durch den Menschen verursachten Einflüsse, die direkt und nicht über die Veränderung der Lebensräume wirken, vor allem anthropogen verursachte Mortalität – meist durch unabsichtliches Töten, z.B. durch Straßenverkehr. Bei manchen Arten, etwa der Gelbbauchunke, ist auch die (verbotene) Entnahme aus der Natur noch immer problematisch. Im Vergleich zu anderen Wirbeltiergruppen (Vögel, Säugetiere) spielen Störungen durch die Anwesenheit von Menschen dagegen eine untergeordnete Rolle (vgl. SONTEN 2018). Eine direkte positive Beeinflussung ist im Rahmen von Artenhilfsmaßnahmen denkbar, beispielsweise durch Stützung von Beständen hochgradig gefährdeter Arten durch ex-situ vermehrte Individuen.</p>
Einwanderung	<p>Bewertet wird, ob eine permanente Einwanderung aus Populationen außerhalb Vorarlbergs stattfindet.</p>
weitere Risikofaktoren	<p>Dies umfasst alle negativen Einflüsse, die nicht durch die anderen Einstufungskriterien abgedeckt sind: z.B. Ausbreitung nicht heimischer Arten (Neozoen), neu auftretende Krankheiten, genetische Verarmung durch Isolation oder Gefährdung durch den Klimawandel.</p>

Tab. 4 (Forts.): Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads (vgl. auch GOLLMANN 2007).

abschließend geklärt; bei diesen Arten ist nicht auszuschließen, dass die Vorkommen bereits erloschen sind oder in absehbarer Zeit erlöschen werden (GRABHER & ASCHAUER 2020). Im Vergleich zur Roten Liste 2008 sind einige Arten stärker gefährdet. Der Teichmolch hingegen wird zurückgestuft (vgl. Tab. 7), da die verbesserte Datengrundlage zeigt, dass die Art wohl häufiger vorkommt als ursprünglich angenommen. Der Feuer salamander gilt inzwischen nicht mehr als verschollen, da aktuelle Nachweise vorliegen (STRAUSS et al. 2013). Als ungefährdet wird nur eine Art – der Bergmolch – bewertet. Dies ist im Vergleich zu anderen Artengruppen, für die Rote Listen erstellt wurden, ein bemerkenswert geringer Anteil (vgl. Abb. 18).

Art	Bestands-situation	Bestands-entwicklung	Areal-entwicklung	Habitatver-fügbare-entwicklung	Habitat-entwicklung	direkte anthropogene Beeinflussung	Einwan-derung	weitere Risiko-faktoren	Gefährungs-grad	Verantwort-lichkeit für den Erhalt der Art in Österreich
Alpensalamander <i>Salamandra atra</i>	9	-2	0	6	-1	-4	0	2	NT	Geefährdung droht stark verantwortlich ^{I²}
Feuersalamander <i>Salamandra salamandra</i>	1	0	0	4	-3	-4	0	2	CR	vom Aussterben bedroht ³
Bergmolch <i>Ichthyosaura alpestris</i>	10	0	0	8	-3	-1	0	0	LC	nicht gefährdet
Kammolch <i>Triturus cristatus</i>	3	-4	-4	2	-6	-1	0	3	EN	stark gefährdet ^{I⁴}
Fadenmolch <i>Lissotriton helveticus</i>	1	-3	0	3	-3	0	1	2	CR	vom Aussterben in besonderem Maß bedroht verantwortlich ^{I⁵}
Teichmolch <i>Lissotriton vulgaris</i>	4	-2	0	3	-3	-1	0	1	VU	gefährdet
Gelbbauchunke <i>Bombina variegata</i>	5	-5	-2	3	-7	-2	0	2	EN	stark gefährdet
Erdkröte <i>Bufo bufo</i>	10	-3	0	8	-3	-5	0	1	NT	Gefährdung droht
Laubfrosch <i>Hyla arborea</i>	4	-7	-7	2	-7	0	0	2	EN	stark gefährdet
Grasfrosch <i>Rana temporaria</i>	10	-2	0	8	-3	-5	0	1	NT	Gefährdung droht
Kleiner Wasserrfrosch <i>Pelophylax lessonae</i>	1	-9	-9	4	-3	-2	0	1	CR	vom Aussterben bedroht
Teichfrosch <i>Pelophylax kl. esculentus</i>	1	-9	-9	5	-3	-2	0	1	CR	vom Aussterben bedroht
Italienischer Wasserrfrosch <i>Pelophylax bergeri</i>	4	-3	-2	5	-3	-2	0	1	NE	nicht eingestuft (nicht heimisch) ¹
Seefrosch <i>Pelophylax ridibundus</i>	3	+7	+7	5	0	0	0	0	NE	nicht eingestuft (nicht heimisch)

Tab. 5: Rote Liste der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs. Zur genaueren Beschreibung der Einstufungsfaktoren für die einzelnen Arten vgl. Anhang.

Art	Bestands-situation	Bestands-entwicklung	Areal-entwicklung	Habitatver-fügbare-entwicklung	Habitat-entwicklung	direkte anthropogene Beeinflussung	Einwan-derung	weitere Risiko-faktoren	Gefährungs-grad	Verantwort-lichkeit für den Erhalt der Art in Österreich
Westliche Blindschleiche <i>Anguis fragilis</i>	8	-3	0	7	-3	-5	0	1	NT	Gefährdung droht
Zauneidechse <i>Lacerta agilis</i>	7	-5	-2	6	-3	-2	0	1	VU	gefährdet ⁶
Mauereidechse <i>Podarcis muralis</i>	3	+7	+7	5	0	0	0	1	NE	nicht eingestuft (nicht heimisch)
Bergeidechse <i>Zootoca vivipera</i>	9	-2	-2	7	-3	0	0	1	NT	Gefährdung droht
Nördliche Ringelnatter <i>Natrix natrix</i>	3	-3	-1	6	-3	-3	0	0	VU	gefährdet
Barrenringelnatter <i>Natrix helvetica</i>	4	-3	-1	6	-3	-3	0	0	NT	Gefährdung droht stark verantwortlich ^{I⁷}
Schlingnatter <i>Coronella austriaca</i>	5	-5	-3	5	-5	-3	0	2	EN	stark gefährdet
Kreuzotter <i>Vipera berus</i>	5	-3	-1	6	-3	-3	0	1	VU	gefährdet

¹ Nach derzeitigem Kenntnisstand war der italienische Wasserrfrosch ursprünglich in Vorarlberg nicht heimisch. In der Schweiz vermuteten DUFFRESNES et al. (2017a) zunächst mehrfache Freisetzungszentren zumindest vor 1960, vermutlich ist die Art aber schon wesentlich länger anwesend und geht möglicherweise sogar auf die Antike zurück (DUFFRESNES & DUBEY 2020). Eine natürliche Einwanderung, die theoretisch möglich wäre, halten DUFFRESNES & DUBEY (2020) für unwahrscheinlich. Wie lange der italienische Wasserrfrosch tatsächlich schon in Vorarlberg vorkommt, ist nicht bekannt.

² Vorarlberg liegt im Verbreitungszentrum des im Alpenraum endemischen Alpensalamanders. Die Vorkommen umfassen etwa ein Viertel des österreichischen Verbreitungsareals (vgl. CABELA et al. 2001), die Art dringt stellenweise bis in den Tatraum bzw. an den Tatraufang vor.

³ Während der Feuersalamander im Osten Österreichs durch die westliche, gefleckte Unterart *Salamandra salamandra salamandra* vertreten ist (CABELA et al. 2001), ist in der Nordost- und Nordschweiz und somit auch im St. Galler Rheintal die östliche Unterart, der Gebänderte Feuersalamander (*S. s. terrestris*) verbreitet (GROSSENBACHER 1988). Die wenigen aus Vorarlberg vorliegenden Fotobelege lassen sich teilweise der Unterart *terrestris* zuordnen. Nach THIESWEIER (2004) ist die Zeichnung in vielen *terrestris*-Populationen sehr heterogen, auch bei juvenilen und subadulten Tieren ist das Muster in der Regel nicht eindeutig zuzuordnen (GROSSENBACHER 1988). Genetisch fehlen stark differenzierte Gruppen, so dass STEINFARTZ et al. (2000) eher von Subpopulationen als von Unterarten ausgehen. Da in Vorarlberg in der Vergangenheit zudem zumindest am Pfänder und in Feldkirch nicht näher dokumentierte Aussetzungen mit Tieren unbekannter Herkunft stattgefunden haben (CABELA et al. 2001), wird auf die Ausweisung einer erhöhten Verantwortlichkeit aufgrund des Unterarten-Status verzichtet.

⁴ Der Kammolch-Komplex ist in Österreich durch den eigentlichen Kammolch (*Triturus cristatus*), den Alpenkammolch (*T. carnifex*) und den Donaukammolch (*Triturus dobrogicus*) vertreten. Das Verbreitungsgebiet von *Triturus cristatus* umfasst neben dem Vorarlberger Rheintal vor allem den Norden Österreichs. Die Vorarlberger Vorkommen haben einen wichtigen Anteil am Gesamtareal.

⁵ Das einzige sicher nachgewiesene Vorkommen Österreichs liegt im Rheindelta (GRABNER & NIEDERER 2011).

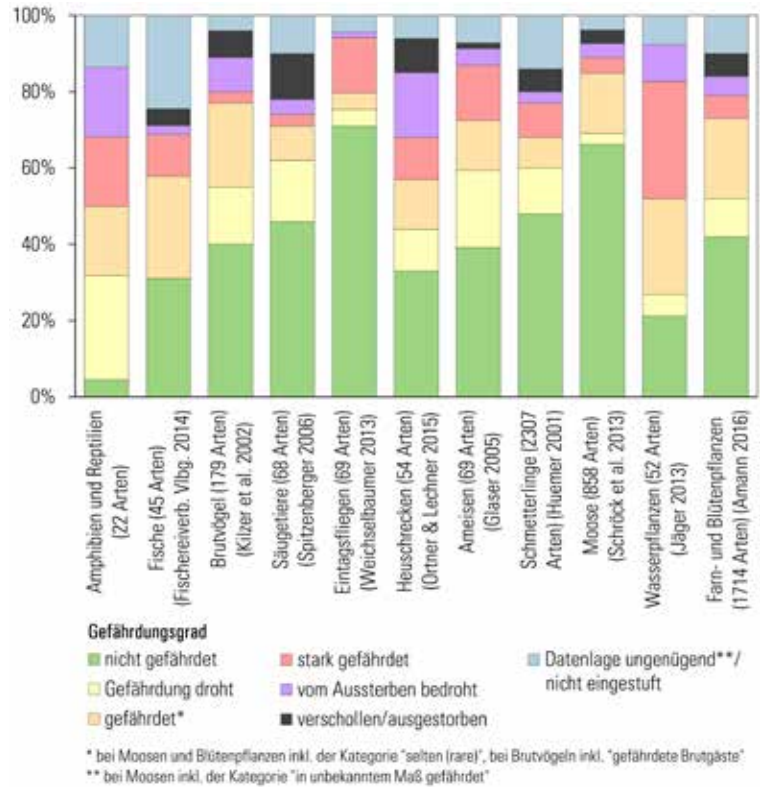
⁶ Entgegen früherer Annahmen besiedelt die Unterart *Lacerta agilis agilis* nicht nur Vorarlberg und Teile Nordtirols, sondern vermutlich den Großteil Österreichs (vgl. ANDRES et al. 2015), so dass keine erhöhte Verantwortlichkeit besteht, zumal der taxonomische Status der Unterart nicht abschließend geklärt ist (ANDRES et al. 2015).

⁷ Nach CABELA et al. (2001) beschränkt sich die Verbreitung der Barrenringelnatter auf Westösterreich. Vermutlich sind die Barrenringelnatter aus Vorarlberg einer westeuropäischen genetischen Linie zuzuordnen, während die Tiere aus Nordtirol wahrscheinlich einer südalpiner genetischen Linie angehören (ANDRÁ et al. 2019 nach KINDLER & FRITZ 2014, vgl. auch GLAW et al. 2019).

Tab. 6: Gefährdung der Amphibien und Reptilien Vorarlbergs.

Gefährdungsgrad	Anzahl Amphibienarten	Anzahl Reptilienarten	Anzahl gesamt	Anteil gesamt [%]
nicht gefährdet	1	0	1	4,5
Gefährdung droht	3	3	6	27,3
gefährdet	1	3	4	18,2
stark gefährdet	3	1	4	18,2
vom Aussterben bedroht	4	0	4	18,2
regional ausgestorben	0	0	0	0
nicht eingestuft	2	1	3	13,6

Abb. 18: Vergleich der Gefährdung unterschiedlicher Tier- und Pflanzengruppen, für die Rote Listen für Vorarlberg erstellt wurden.



	Vorarlberg 2020	Vorarlberg 2008 (ASCHAUER et al. 2008)	Österreich (GOLLMANN 2007)	Liechtenstein (KÜHNIS 2002, 2006b)	Schweiz (MONNEY & MEYER 2005, SCHMIDT & ZUMBACH 2005)	Deutschland (RL-GRENUM AMPHIBIEN UND REPTILIEN 2020a, b)	Baden-Württemberg (LAUFER 1999)	Bayern (HANSBAUER et al. 2019a, b)
Alpen-salamander	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet
Feuer-salamander	vom Aussterben bedroht	verschollen	Gefährdung droht	verschollen	gefährdet	Gefährdung droht	gefährdet	gefährdet
Bergmolch	nicht gefährdet	nicht gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet
Kamm-molch	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet
Fadenmolch	vom Aussterben bedroht	Daten ungenügend	-	-	gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	gefährdet
Teichmolch	gefährdet	stark gefährdet	Gefährdung droht	vom Aussterben bedroht	stark gefährdet	nicht gefährdet	Gefährdung droht	Gefährdung droht
Gelbbauch-unke	stark gefährdet	stark gefährdet	gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet
Erdkröte	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Gefährdung droht	gefährdet	gefährdet	nicht gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet
Laubfrosch	stark gefährdet	stark gefährdet	gefährdet	vom Aussterben bedroht	stark gefährdet	gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet
Grasfrosch	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet	nicht gefährdet	Gefährdung droht	Gefährdung droht	Gefährdung droht
Kleiner Wasser-frosch	vom Aussterben bedroht	gefährdet	gefährdet	gefährdet	Gefährdung droht	in unbekanntem Ausmaß gefährdet	in unbekanntem Ausmaß gefährdet	gefährdet
Teichfrosch	vom Aussterben bedroht	Gefährdung droht	Gefährdung droht	gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Daten ungenügend	nicht gefährdet
Westliche Blind-scheiche	Gefährdung droht	Gefährdung droht	Gefährdung droht	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet	nicht gefährdet
Zauneid-echse	gefährdet	Gefährdung droht	Gefährdung droht	gefährdet	gefährdet	Gefährdung droht	Gefährdung droht	gefährdet
Bergeid-echse	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Gefährdung droht	Gefährdung droht	nicht gefährdet	Gefährdung droht	nicht gefährdet	gefährdet
Nördliche Ringelnatter	gefährdet	Gefährdung droht*	Gefährdung droht*	-	stark gefährdet	gefährdet*	gefährdet*	gefährdet
Barren-ringelnatter	Gefährdung droht	Gefährdung droht*	Gefährdung droht*	stark gefährdet	gefährdet	gefährdet*	gefährdet*	extrem selten
Schling-natter	stark gefährdet	gefährdet	gefährdet	stark gefährdet	gefährdet	gefährdet	gefährdet	stark gefährdet
Kreuzotter	gefährdet	Gefährdung droht	gefährdet	gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet	stark gefährdet

* keine Unterscheidung von Nördlicher Ringelnatter und Barrenringelnatter

Tab 7: Vergleich des aktuellen Gefährdungsgrads mit der Roten Liste Vorarlbergs 2008 und den Roten Listen der Nachbarländer. Bei blau hinterlegten Arten hat sich die Gefährdung in Vorarlberg nicht verändert, orange hinterlegte Arten wurden in der neuen Rote Liste höher bzw. im Fall des Fadenmolchs erstmals eingestuft, grün hinterlegte Arten wurden hingegen in ihrem Gefährdungsgrad zurückgestuft.

3 Amphibien in Vorarlberg

3.1 Alpensalamander (*Salamandra atra*):

Gefährdung droht



Abb. 19: Der glänzend schwarze Alpensalamander wird etwa 10 bis 13 cm lang und erscheint durch Querwülste an Rumpf und Schwanz »gerippt« (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).

Abb. 20: Alpensalamander sind zur Fortpflanzung nicht auf Gewässer angewiesen. Sie bringen fertig entwickelte, 4 bis 5,5 cm große Jungtiere zur Welt. Aus dem befruchteten Ei schlüpft im Mutterleib eine Larve, die sich frei im Uterus bewegt und sich zunächst von nicht befruchteten Eiern ernährt. Später produziert der Uterus eine Zellmasse als Nahrung für die Larven. Auch die Metamorphose findet im Muttertier statt (GUEX & GROSSENBACHER 2004) (Foto: UMG).



Lebensraum

Alpensalamander bevorzugen kühl-feuchte Habitate wie Mischwälder, Alpweiden, Schluchten und Bachtobel. Sie sind in Gebieten mit Kalkuntergrund häufiger als in Regionen mit silikatischen Gesteinen und können in geeigneten Lebensräumen enorme Populationsdichten von bis zu 2.500 Tieren pro Hektar erreichen (MEYER et al. 2014). Alpensalamander bringen fertig entwickelte Jungtiere zur Welt und sind als einzige heimische Amphibienart unabhängig von Gewässern (GÜNTHER 1996, CABELA et al. 2001).

Lebensweise

Einige Wochen nach der Schneeschmelze im Frühjahr werden Alpensalamander aktiv. Adulte Tiere, insbesondere Weibchen, gelten als ortstreu (KLEWEN 1988, HELFER et al. 2012) und bewegen sich innerhalb relativ kleiner Aktionsräume (ANDRÄ et al. 2019). Die Hauptaktivität findet in den späten Nacht- und in den frühen Morgenstunden bei einer Luftfeuchtigkeit von mindestens 85 % und Temperaturen von über 4 °C statt (KLEWEN 1986 zit. in KLEWEN 1988). Den Tag verbringen Alpensalamander in Verstecken, beispielsweise unter Steinen, liegendem Totholz oder in Kleinsäugerbauen. Nach einer längeren Trockenphase werden bei Regen viele Tiere gleichzeitig aktiv und können dann auch tagsüber beobachtet werden. Die Weibchen gebären im Juni oder Juli alle zwei bis vier Jahre meist zwei Jungtiere (GUEX & GROSSENBACHER 2004, LAUFER et al. 2007) – das ist die längste Tragezeit im gesamten Tierreich.

Verbreitung in Vorarlberg

Die Art ist nahezu landesweit verbreitet. Beobachtungen fehlen nur aus dem nördlichen Bregenzerwald (Raum Alberschwende, Langen bei Bregenz, Sulzberg, Riefensberg), auch die unmittelbaren Tallagen von Rheintal und Walgau werden gemieden. Häufig sind jedoch Vorkommen in Hanglagen bis unmittelbar an den Talrand, beispielsweise in Dornbirn und Bregenz. Der tiefste Nachweis wurde in Dornbirn im Auwald an der Dornbirnerach in 419 m Seehöhe erbracht. Normalerweise sind Alpensalamander vor allem in Lebensräumen über 1.000 m verbreitet (LAUFER et al. 2007); die regelmäßigen Beobachtungen in talnahen Regionen sind deshalb bemerkenswert. Die höchstgelegene Beobachtung in 2.400 m Seehöhe stammt aus der Silvretta.

Gefährdung

Bereits BRUHIN (1867) berichtet über die Häufigkeit des Alpensalamanders in Vorarlberg. Auch heute sind in optimalen Lebensräumen hohe Individuendichten zu beobachten, beispielsweise in blockschuttreichen Hang- und Schluchtwäldern. In reinen Koniferenwäldern dagegen tritt die Art seltener auf. Die Gefährdung durch Umwandlung von Laub- und Laubmischwäldern in Fichtenmonokulturen (GÜNTHER 1996, PETERSEN et al. 2004) ist in Vorarlberg allerdings von untergeordneter Bedeutung. Ein potenzieller

Gefährdungsfaktor hingegen ist der Bau von Straßen und Wegen, da sich eine verkehrsbedingte Mortalität auf Arten mit geringen Reproduktionsraten gravierend auswirken kann (GOLLMANN 2007, PETERSEN et al. 2004). Für ein Almgebiet in den Chiemgauer Alpen in Bayern wurde die Straßenmortalität auf jährlich bis zu 8 % des Gesamtbestandes geschätzt. Daneben können sich auch Veränderungen in der Alpwirtschaft negativ auswirken (ANDRÄ et al. 2019). Die Art gilt als sensibel gegenüber dem Klimawandel, Modellierungen prognostizieren einen Rückzug in höhere Lagen der Alpen (BEIERKUHNLEIN et al. 2014). Aus Vorarlberg existieren zumindest lokal Hinweise auf eine rückläufige Entwicklung tief gelegener Vorkommen. Unklar ist, wie sich die Ausbreitung des Krankheitserregers *Batrachochytrium salamandrivorans* auswirken wird, der bereits im bayerischen Allgäu nachweisen ist (SCHMELLER et al. 2020) und bei Feuersalamandern zu Massensterben führt (LÖTTERS et al. 2020). Während Alpensalamander als unempfindlich gegenüber dem schon länger bekannt Pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* gelten (LÖTTERS et al. 2012), hat *Batrachochytrium salamandrivorans* zumindest bei Tieren in Gefangenschaft zum Tod geführt (MORE et al. 2018).

Handlungsbedarf

- Der Alpensalamander wird im Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU angeführt und zählt zu den streng zu schützenden Arten von gemeinschaftlichem Interesse. Vorarlberg ist stark verantwortlich für den Erhalt in Österreich. In Hinblick auf die verkehrsbedingte Mortalität wäre deshalb die Erweiterung des Wissens über die Auswirkungen von Infrastrukturbauten (Straßen, Forst- und Güterwege) wichtig.
- In Hinblick auf mögliche Veränderungen des Verbreitungsareals infolge des Klimawandels ist die Etablierung eines Monitoringprogramms mit Schwerpunkt auf tiefgelegene Vorkommen zu empfehlen.
- Wichtig sind verbesserte Kenntnisse zu den Auswirkungen von *Batrachochytrium salamandrivorans* sowie die Entwicklung eines grenzüberschreitenden Maßnahmenkonzepts (vgl. THOMAS et al. 2019) für den Fall, dass *Batrachochytrium salamandrivorans* Massensterben auslöst.

Wissenswertes

Dank der giftigen Hautsekrete sind Alpensalamander gegenüber Fressfeinden recht gut geschützt. Das Hauptalkaloid im Drüsensekret des Alpensalamanders ist das Samandarin, ein starkes Krampfgift, das auf das zentrale Nervensystem wirkt und zum Tod durch Atemlähmung führen kann (HABERMEHL 1994, Becker 1986). Gefahr besteht aber nur, wenn das Gift geschluckt wird und in den Blutkreislauf gelangt, bloßes Berühren von Alpensalamandern ist für Menschen harmlos (FREYTAG 2002).

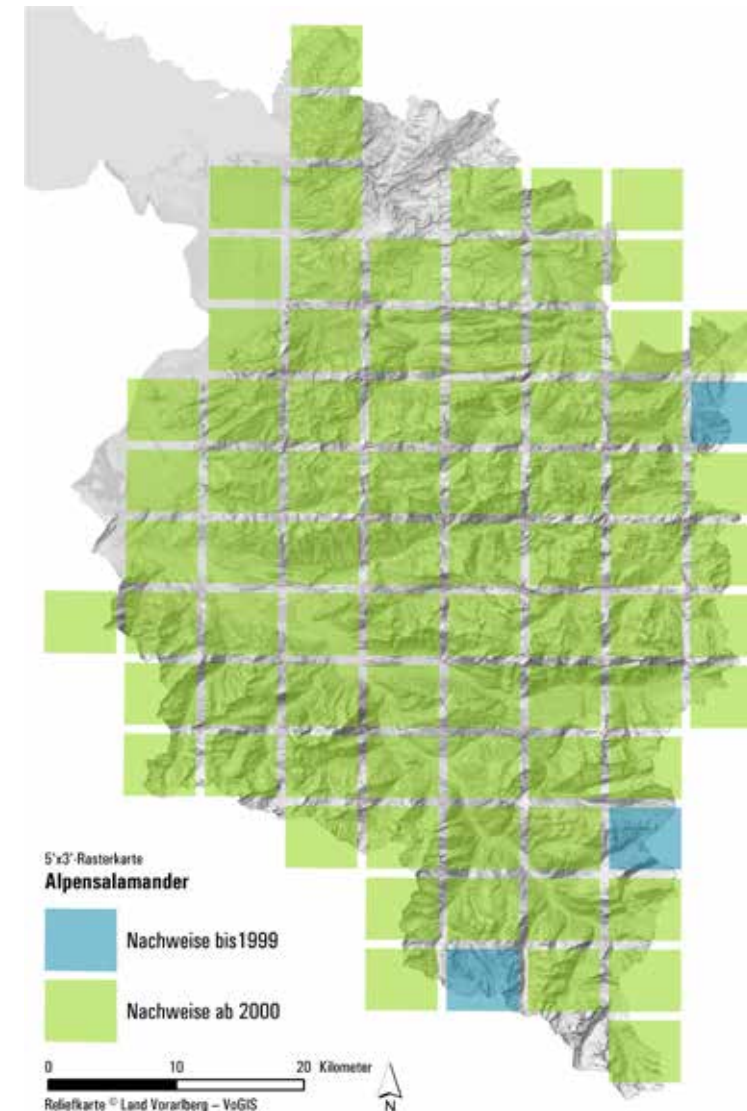


Abb. 21: Rasterverbreitungskarte des Alpensalamanders (aktuelle Rasterfrequenz: 80 %).

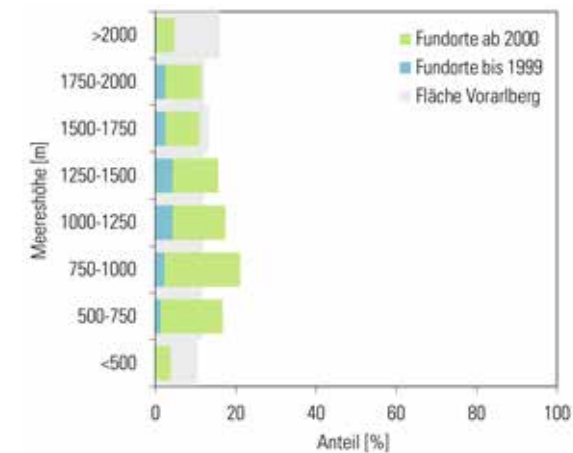


Abb. 22: Höhenverbreitung des Alpensalamanders (n = 882; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

3.2 Feuersalamander (*Salamandra salamandra*):

vom Aussterben bedroht



Abb. 23: Dank der gelben Flecken auf der schwarz glänzenden Haut sind die maximal 20 cm großen Feuersalamander eigentlich unverkennbar. Trotzdem werden Feuersalamander immer wieder mit Bergmolchen (»Feuermolchen«) verwechselt, die durch einen orangen Bauch gekennzeichnet sind. Bei der Unterart des Gebänderten Feuersalamanders (*S. s. terrestris*) sind die Flecken streifenförmig (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Saxifraga - Jeroen Willemsen).



Abb. 24: Die Larven sind dunkelbraun gefärbt, schwarz gefleckt und besitzen an den Beinansatzstellen charakteristische hellgelbe Stellen (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).

Lebensraum

Typische Lebensräume des Feuersalamanders sind feuchte, von Quellbächen durchzogene Laub- und Laubmischwälder in der kollinen bis submontanen Stufe. Wälder mit hohem Nadelholzanteil hingegen werden nur bei entsprechender Bodenfeuchtigkeit besiedelt (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Als einzige heimische Amphibienart nutzt der Feuersalamander vor allem fließende Gewässer zur Fortpflanzung – meist kleine Bäche oder Quellen, manchmal auch Gräben entlang von Forstwegen sowie kleine Tümpel.

Lebensweise

Feuersalamander können über 20 Jahre alt werden (FELDMANN 1987). Sie sind standorttreu und nachtaktiv – tagsüber halten sie sich in Verstecken mit hoher Luftfeuchtigkeit auf, z. B. unter Totholz, im Laub oder in Erdlöchern. Die Weibchen setzen 20 bis 40, maximal 80 fertig entwickelte Larven in strömungsfreie bzw. -arme Abschnitte kühler, sauerstoffreicher, nährstoffarmer und fischfreier Fließgewässer mit guter Wasserqualität ab. Die Larven halten sich in Ruhigwasserbereichen und kleinen Buchten unter Falllaub, Totholz, Wurzeln, Steinen oder in Quell- und Wassermossen auf. Bachflohkrebse zählen zur bevorzugten Beute. Entsprechend der Wassertemperatur und dem Nahrungsangebot findet die Metamorphose nach 40 bis 120 Tagen statt. Die Ausbreitung erfolgt vor allem durch Verdriftung von Larven und Wanderungen der Jungtiere (THIESMEIER & GROSSENBACHER 2004, THIESMEIER 2004, LAUFER et al. 2007).

Situation in Vorarlberg

Pater Bruhin erwähnt 1868 erstmals das Vorkommen des »Gefleckten Salamanders« in Thüringen und Übersaxen (BRUHIN 1868). Auch Heinz Janetschek, Professor für Zoologie an der Universität Innsbruck, berichtet von einer Feuersalamander-Beobachtung in einem Mischwald unterhalb der Schneckenlochhöhle bei Schönebach im Jahr 1949 oder 1950 (JANETSCHKE o.J.) und nennt in seiner Arbeit über die Tierwelt Vorarlbergs das östlichste Vorkommen im Gebiet »östlich der Schönebach-Alp im Ifengebiet« (JANETSCHKE 1961). In der Herpetologischen Datenbank des Naturhistorischen Museums Wien existieren Angaben zu »nicht näher dokumentierten« Aussetzungen am Pfänder und östlich von Feldkirch (CABELA et al. 2001). Trotz zahlreicher Hinweise, auch von Zoologen (vgl. auch BROGGI & WILLI 1998, MEIKL et al. 2010), existierte lange nur ein einziger echter Beleg: Vinzenz Blum fotografierte 1984 ein Exemplar der Unterart *S. s. terrestris* in Höchst. In der Roten Liste 2008 wurde der Feuersalamander deshalb als »verschollen« eingestuft (ASCHAUER et al. 2008). Inzwischen existieren wieder sichere, durch Fotos belegte Nachweise: Günter Feuerstein wies auf Vorkommen im Hinterland von Dornbirn, ein Gebiet, aus dem bereits ältere Verdachtsmeldungen existierten (STRAUSS et al. 2013). Auch vom Schloßberg in Hohenems und

vom Alten Rhein in Gaißau liegen konkrete Nachweise vor. Die Beobachtungen am Alten Rhein stehen vermutlich in Zusammenhang mit dem Vorkommen im Schweizer Rheintal, wo die Art in bewaldeten Hanglagen verbreitet ist. Bei starken Regenfällen werden wahrscheinlich immer wieder Tiere über die Seitenbäche bis in den Alten Rhein geschwemmt und gelangen auf diese Weise nach Vorarlberg. Der Rheintalhang auf Vorarlberger Seite ist, anders als in der Schweiz, vor allem vom Alpensalamander besetzt, der vergleichbare Ansprüche an das Mikrohabitat wie der Feuersalamander stellt (WERNER et al. 2017).

Der Feuersalamander ist somit Bestandteil der Fauna Vorarlbergs, wenn auch nach derzeitigem Kenntnisstand nur lokal verbreitet. Weitere Vorkommen in anderen Regionen Vorarlbergs sind nicht auszuschließen. Die Dokumentation von Beobachtungen ist bei dieser seltenen Art daher besonders wichtig.

Gefährdung

Für den Erhalt von stabilen Feuersalamander-Populationen ist der Reproduktionserfolg entscheidend. Hauptgefährdungsursache sind Veränderungen der Fortpflanzungsgewässer durch Quellfassungen, Gewässerverrohrungen, Fließgewässerbegradigungen, Schadstoff- und Feinstoffeinträge sowie Zuleitungen von Straßenwässern, die bei Starkregen zu einer erheblichen Larvendrift führen können. Darüber hinaus ist der Erhalt von naturnah bewirtschafteten, totholzreichen Waldflächen mit kraut- und farnreichem Unterwuchs von Bedeutung. Die Erschließung durch Straßen und Forstwege ist ein potenzieller Gefährdungsfaktor; selbst geringe nächtliche Verkehrsdichten können zu hohen verkehrsbedingten Verlusten führen (ANDRÄ et al. 2019, LAUFER et al. 2007).

Die derzeit größte Gefahr aber ist die sogenannte »Salamanderpest«, verursacht durch den Pilz *Batrachochytrium salamandrivorans*. Dieses aus Asien stammende Pathogen, das erst seit wenigen Jahren aus Europa bekannt ist (MARTEL et al. 2013), verursacht bei Feuersalamandern Massensterben und lässt Populationen rasch zusammenbrechen (STEGEN et al. 2017, SCHMIDT et al. 2017, vgl. auch LÖTTERS et al. 2020). In Bayern wurde die Krankheit vor kurzem etwa 50 km entfernt von Vorarlberg nachgewiesen (SCHMELLER et al. 2020).

Handlungsbedarf

- Aus Vorarlberg existieren einige nicht bestätigte Hinweise auch außerhalb des sicher dokumentierten Verbreitungsgebiets. Insbesondere bei sehr seltenen Arten sind Zufallsbeobachtungen daher wichtig. Als für Laien leicht bestimmbar eignet sich der Feuersalamander gut für eine Erfassung unter Einbeziehung der Bevölkerung (»Citizen Science«) (vgl. SMOLE-WIENER & JAINDL 2018, DITTRICH 2019). Auch mittels Umwelt-DNA – dem



Abb. 25: Der Fotobeleg des Feuersalamanders vom 27.11.1984 aus Höchst war lange Zeit der einzige konkrete Nachweis dieser Art für Vorarlberg (Foto: Vinzenz Blum).

Nachweis von Arten anhand ihrer genetischen Spuren im Fortpflanzungsgewässer – lassen sich Feuersalamander kosteneffizient nachweisen (PREISLER et al. 2018).

- Wichtig ist die Entwicklung eines grenzüberschreitenden Maßnahmenkonzepts (vgl. THOMAS et al. 2019) zum Erhalt des Feuersalamanders bei Auftreten von *Batrachochytrium salamandrivorans*.

Wissenswertes

Das starke Hautgift, das Tiere bis zur Größe eines Hundes töten kann, schützt Feuersalamander vor den meisten Feinden recht gut (GÜNTHER 1996). Auf Grund ihrer Giftigkeit galten Feuersalamander einst als gefährlich. Auch in Hexenprozessen wurde immer wieder Feuersalamandergift erwähnt. In der Antike glaubte man, dass Feuersalamander im Feuer leben und auch Feuer löschen können (DIMIT 1996).

Abb. 26: Rasterverbreitungskarte des Feuersalamanders (aktuelle Rasterfrequenz: 4%). Berücksichtigt wurden ausschließlich eindeutig dokumentierte Nachweise. Nicht bestätigte Hinweise liegen auch aus anderen Regionen Vorarlbergs vor.

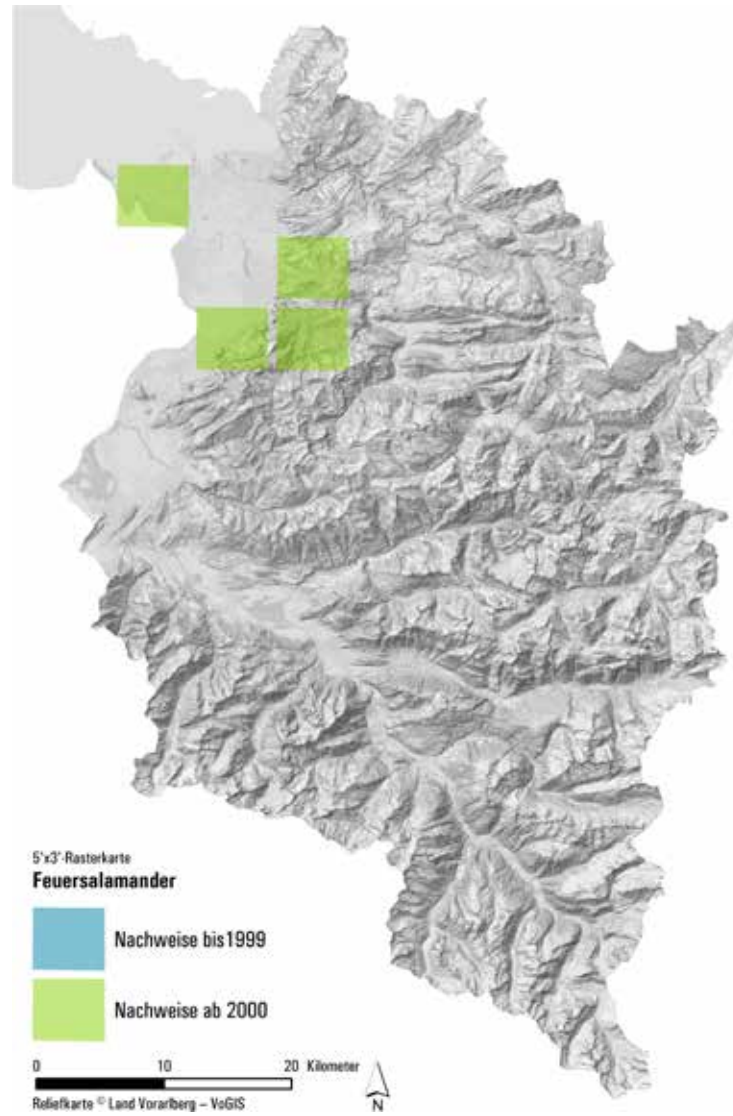
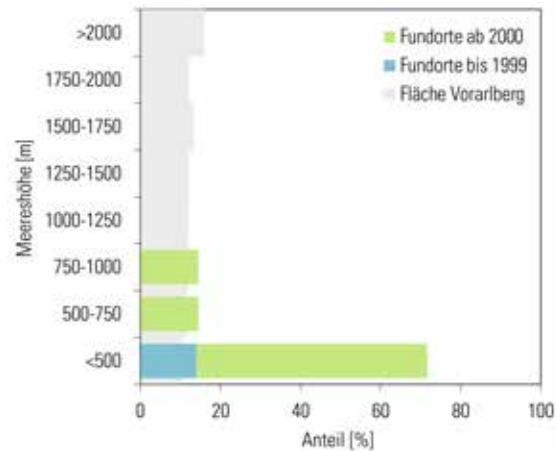


Abb. 27: Höhenverbreitung des Feuersalamanders (n = 7; berücksichtigt wurden alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.3 Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*):

nicht gefährdet



Abb. 28: In Landtracht sind Bergmolche dunkel gefärbt und durch eine feinkörnige Hautstruktur charakterisiert. Weibchen werden mit maximal 12 cm größer als die bis zu 8 cm großen Männchen (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Dietmar Huber).



Abb. 29: Männchen in Wassertracht sind bläulich gefärbt, besitzen eine getupfte Flanke sowie einen etwa 2 mm hohen ungezackten Rückenkamm. Charakteristisch ist die ungeflechte, orange Bauchseite (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Saxifraga - Kees Marijnissen).



Abb. 30: Manchmal treten beim Bergmolch auch flavistische Tiere auf. Lauterach, 18.5.1998 (Foto: Dietmar Huber).

Lebensraum

Bergmolche besiedeln unterschiedlichste Lebensräume, bevorzugen jedoch reich strukturierte Landschaften, oft in der Nähe größerer Waldflächen. Optimale Laichgewässer sind klein bis mittelgroß, akzeptiert werden aber fast alle Gewässertypen – von vegetationslosen Pfützen über Gartenteiche bis zu verkrauteten Seen (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996, THIESMEIER & SCHULTE 2010). Auch hinsichtlich hydrochemischer Parameter ist die Art wenig anspruchsvoll, fischreiche Gewässer werden jedoch gemieden (STEVENS 1987, Roček et al. 2003).

Lebensweise

Bergmolche werden etwa ab 6 °C vor allem bei regnerischem Wetter aktiv. In Tallagen beginnt die Wanderung zu den Laichgewässern oft bereits Ende Februar / Anfang März. Über mehrere Wochen wickeln die Weibchen mit den Hinterbeinen bis zu 150 Eier einzeln in Blätter von Wasserpflanzen oder legen sie an Steinen, Ästen und Laub ab (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Obwohl Bergmolche neue Gewässer rasch besiedeln können, sind sie recht ortstreu und entfernen sich nur selten mehr als 400 m von ihrem Laichgewässer (BLAB 1986). An Land sind sie nachtaktiv und verstecken sich tagsüber unter Steinen, Holz oder Laub (LAUFER et al. 2007).

Verbreitung in Vorarlberg

Die Art ist vom Bodensee bis in eine Seehöhe von rund 2.300 m landesweit verbreitet. Der höchstgelegene Fundpunkt stammt aus dem hinteren Valschavieltal in Gaschurn. Gemeinsam mit Grasfrosch und Erdkröte, mit denen der Bergmolch in Laichgewässern oft vergesellschaftet ist, zählt die Art zu den häufigsten Amphibien Vorarlbergs. In geeigneten Lebensräumen erreichen Bergmolche erstaunlich hohe Individuenzahlen. Auf der Alpe Gavar (Innerbraz) wurden in einem etwa 100 m² großen Tümpel, umgeben von einem Verlandungsmoor und Alpweiden, etwa 1.100 Tiere geschätzt. Selbst Speicherteiche (beispielsweise am Hochjoch im Montafon oder in Laterns) sind manchmal dicht besiedelt. Auch in Gartenteichen werden immer wieder enorm hohe Individuenzahlen beobachtet.

Gefährdung

Derzeit existieren keine Hinweise auf Bestandsrückgänge. Potenzielle Gefährdungsfaktoren sind die Verfüllung von Kleingewässern, Fischbesatz oder im Alpgebiet Stoffeinträge durch hohe Viehdichten (GÜNTHER 1996). Außerhalb von geschlossenen Wäldern sind Bergmolche zudem auf abwechslungsreiche Randstrukturen wie Hecken, Gebüsche oder Hochstaudenfluren in der Umgebung der Laichgewässer angewiesen (THIESMEIER & SCHULTE 2010). Ein dichtes Straßennetz zerschneidet Lebensräume, der Verkehr kann lokal große Verluste während der Laichwanderung verursachen (vgl. ASCHAUER & GRABHER 2018). Auch Infektionen

mit *Batrachochytrium salamandrivorans* können zum Tod von Bergmolchen führen (MARTEL et al. 2014, SCHULZ et al. 2018, SCHMELLER et al. 2020), die Krankheitshäufigkeit – die sogenannte Prävalenzrate – ist jedoch gering (SCHLÜPMANN et al. 2019). Inwieweit sich die Ausbreitung der Krankheit auf die Bestände des Bergmolchs auswirkt, ist derzeit noch unklar (SCHMELLER et al. 2020).

Handlungsbedarf

- Die wichtigste Maßnahme zum Schutz des Bergmolchs ist der Erhalt fischfreier Laichgewässer einschließlich eines naturnahen Gewässerumfelds.
- Lokal sind Amphibienzäune bzw. Amphibientunnel an Straßen auch für den Bergmolch zweckmäßig, wobei bei Amphibienzäunen die gute Kletterfähigkeit der Tiere berücksichtigt werden muss (ANDRÄ et al. 2019).

Wissenswertes

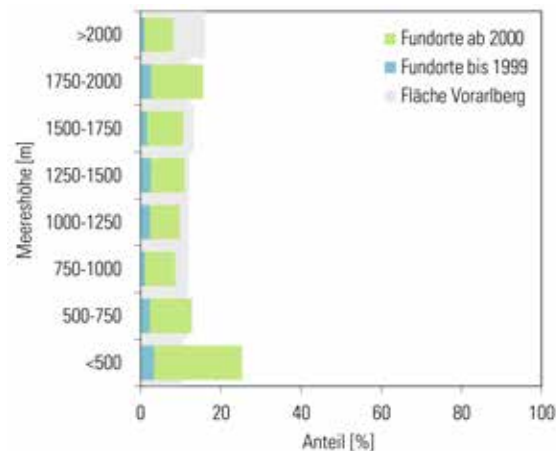
Naturnahe Gärten sind geeignete Lebensräume. Während der Laichzeit sammeln sich die Molche in den oft kleinen Gartenteichen und können dann beachtliche Dichten erreichen: Es wurden schon bis zu 100 Bergmolche pro Quadratmeter beobachtet. Bis in den Sommer hinein bleiben die Tiere im Wasser und suchen hier ihre Nahrung.

Im Frühjahr wird bevorzugt der Laich des Grasfroschs gefressen – offenbar können die Molche den Grasfroschlaich riechen (ZICKERMANN 2019). Insbesondere im Hochgebirge ist Grasfroschlaich ein wichtiger Faktor, der das Vorkommen des Bergmolchs beeinflusst (SZTATECSNY et al. 2013). Eine hohe Bergmolchdichte kann sogar die Vermehrung der Grasfrösche vollständig unterbinden (GROSENBACHER 2014). Selbst Laich und Kaulquappen der Erdkröte werden nicht vollständig verschmäht (ANDRÄ & DEURINGER-ANDRÄ 2011). Auch vor den Eiern und den Larven der eigenen Art machen die Tiere nicht halt – bei entsprechendem Fraßdruck kann dies durchaus die Populationsdichte beeinflussen (THIESMEIER & SCHULTE 2010).

Abb. 31: Rasterverbreitungskarte des Bergmolchs (aktuelle Rasterfrequenz: 89 %).



Abb. 32: Höhenverbreitung des Bergmolchs (n = 1082; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.4 Kammmolch (*Triturus cristatus*):

stark gefährdet



Abb. 33: Kammmolchmännchen in Wassertracht – kennzeichnend ist der deutlich gezackte Rücken. Die Männchen dieser größten mitteleuropäischen Molchart werden bis zu 17 cm, die Weibchen bis zu 14 cm groß. Weibliche Kammmolche sind grau bis schwarzgrau gefärbt und wie die Männchen dunkel gefleckt. Charakteristisch für beide Geschlechter ist die gefleckte orange bis gelbe Bauchseite (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).

Lebensraum

Flussauen, Feuchtwiesen, strukturreiches Grünland und Laubwälder tieferer Lagen sind die charakteristischen Lebensräume des Kammmolchs. Größere, tiefere und zumindest teilweise gut besonnte Teiche mit einer Fläche von mindestens 100 m² und Wasserpflanzenbewuchs gelten als ideale Laichgewässer, wenn sie zugleich genügend freien Schwimmraum bieten und frei von Fischen sind (GÜNTHER 1996, CABELA et al. 2001, ANDRÄ et al. 2019). Im Rheindelta nutzt der Kammmolch auch die überschwemmten Großseggenriede im Uferbereich des Bodensees (ZOLLER 2005).

Lebensweise

Von allen heimischen Molchen ist der Kammmolch am stärksten an das Laichgewässer gebunden und weist die längste aquatische Phase auf – die Tiere sind normalerweise vom Frühling bis in den Hochsommer im Wasser anzutreffen. Auch nicht geschlechtsreife Tiere wandern zum Gewässer. Während der Fortpflanzungszeit legen die Weibchen 200 bis 400 Eier einzeln in »Taschen« aus einem Pflanzenblatt, seltener auch an ins Wasser hängende Uferpflanzen, Zweige oder an Falllaub (THIESMEIER et al. 2009, GÜNTHER 1996, ANDRÄ et al. 2019). Die Larven sind besonders gut an das Leben im Freiwasser angepasst und halten sich oft in lockeren Pflanzenbeständen in nicht zu flachen Uferbereichen auf. An Land sind Kammmolche nachtaktiv und verbringen den Tag in Verstecken unter Steinen, Wurzeln oder Laub. In optimalen Lebensräumen – beispielsweise in intakten Flussauen – bilden Kammmolche Metapopulationen und nutzen das gesamte Gewässerspektrum zumindest zum Aufenthalt (LAUFER et al. 2007). Auch

Abb. 34: Kammolchlarven unterscheiden sich durch die langen, dünnen Zehen, die lang ausgezogene Schwanzspitze und den hohen Flossensaum von den Larven anderer Molcharten (BÜHLER et al. 2007) (Foto: Piet Spaans – CC BY-SA 2.5).



wenn sie Strecken von einem Kilometer und mehr wandern können (KUPFER 1998), liegen die Landlebensräume meist im unmittelbaren Gewässerumfeld (JEHLE 2000, STOEFLER & SCHNEEWEISS 2001).

Verbreitung in Vorarlberg

Vorkommen des Kammolchs (*Triturus cristatus*) wurden erstmals in den 1980er Jahren für Vorarlberg publiziert (TEUFL & SCHWARZER 1984b). Zuvor führte EISELT (1961) irrtümlich den Alpenkammolch (*T. carnifex*) an.

Der Kammolch zählt zu den seltenen Arten, seine Verbreitung in Vorarlberg umfasst wenige isolierte Vorkommen. Das Verbreitungsgebiet beschränkt sich mit Ausnahme des Frastanzer Riedes im unteren Walgau und des Dörnlees in Lingenau auf das Rheintal und den Bodenseeraum. Das Vorkommen im Dörnlees wurde zuletzt 2002 bestätigt und ist inzwischen aufgrund der hohen Fischdichte wahrscheinlich erloschen. Einige Nachweise gehen auf gezielte Aussetzung zurück, auch in Gartenteichen wurde die Art eingesetzt. Die bedeutendsten Bestände finden sich im Naturschutzgebiet Rheindelta – hier ist der Kammolch lokal sogar die häufigste Molchart (vgl. KÜHNIS et al. 2002). Auch an der Bregenzerachmündung in Hard und am Hörbranzer Seeufer kommt die Art vor. Wichtige Lebensräume sind zudem das Gebiet südliches Schweizer Ried – Seelache in Lustenau und Kommingen in Koblach. Im südlichen Rheintal wurde der Kammolch in den Alten Rüttenen in Feldkirch nachgewiesen. Über 90 % der aktuellen Fundorte liegen unter 450 m Seehöhe.

Gefährdung

Der Kammolch ist in Vorarlberg stark gefährdet. Einige Vorkommen sind in den vergangenen Jahrzehnten deutlich geschrumpft oder überhaupt verschwunden, beispielsweise im mittleren Rheintal. Verantwortlich für diese Entwicklung ist die Zerstörung der Lebensräume und Laichgewässer durch Überbauung

und Aufschüttung für Siedlungs- und Betriebsgebiete. Das südlichste bekannte Laichgewässer in der Schlinser Au wurde Ende der 1970er Jahre durch den Bau der Walgau-Autobahn zerstört. Zu den Gefährdungsfaktoren zählen weiters Gewässerverschmutzung, Eutrophierung und vor allem Fischbesatz: Die freischwimmenden Kammolchlarven sind im Vergleich zu Berg- und Teichmolch wesentlich stärker durch Prädatoren gefährdet (THIESMEIER et al. 2009). Aus Laichgewässern im Lustenauer Ried, die in den 1990er Jahren angelegt wurden, ist die Art nach Auftreten von Goldfischen und Schleien inzwischen wieder verschwunden. Auch die Ausbreitung des in Vorarlberg nicht heimischen Seefroschs ist ein potenzieller Gefährdungsfaktor. Darüber hinaus kann der Krankheitserreger *Batrachochytrium salamandrivorans* zum Erlöschen von Populationen führen (LÖTTERS et al. 2020). Im Naturschutzgebiet Rheindelta ist die Reproduktion stark von den Wasserständen des Bodensees abhängig, in Niederwasserjahren sind die Laichmöglichkeiten beschränkt. Auch die Witterungsverhältnisse im Winter beeinflussen die Entwicklung der Populationen: In milden Wintern scheint die Überlebensrate geringer zu sein (GRIFFITHS et al. 2010).

Handlungsbedarf

- Der Erhalt naturnaher Lebensräume mit fischfreien Laichgewässern ist entscheidend (GUSTAFSON et al. 2011).
- Eine Vernetzung zwischen den Populationen ist wichtig (JENNY 2008): Isolierte Vorkommen sollten durch Aufwertung der Landlebensräume und Anlage neuer Laichgewässer möglichst im Umkreis von 400 m um bestehende Populationen (vgl. BAKER & HALLIDAY 1999) vernetzt werden.
- Die Entwicklung eines grenzüberschreitenden Maßnahmenkonzepts (vgl. THOMAS et al. 2019) bei Auftreten von *Batrachochytrium salamandrivorans* ist für den Erhalt des Kammolchs wichtig.
- Der Kammolch wird in Anhang II und Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union als streng zu schützende Art geführt, für die Schutzgebiete auszuweisen sind. Die Art ist Schutzgut in den Natura-2000-Gebieten »Leiblach«, »Rheindelta« und »Mehrerauer Seeufer« am Bodensee, »Gsieg – Obere Mälder« in Lustenau, »Soren, Gleggen-Köblern, Schweizer Ried und Birken-Schwarzen Zeug« im unteren Rheintal und im »Frastanzer Ried«.

Wissenswertes

Etwa die Hälfte der Kammolch-Embryonen stirbt vorzeitig durch einen als Chromosom-1-Syndrom bekannten Gen-Defekt (HORNER & MACGREGOR 1985 zit. in THIESMEIER et al. 2009, ARTNZEN 2003). Frisch geschlüpfte Larven heften sich zunächst mit einem klebrigen Sekret an Wasserpflanzen, bis der Dottersack aufgebraucht ist. Erst nach einigen Tagen lauern sie auf ihre ersten Beutetiere (LAUFER et al. 2007, THIESMEIER et al. 2009).

Abb. 35: Rasterverbreitungskarte des Kammolchs (aktuelle Rasterfrequenz: 12 %).

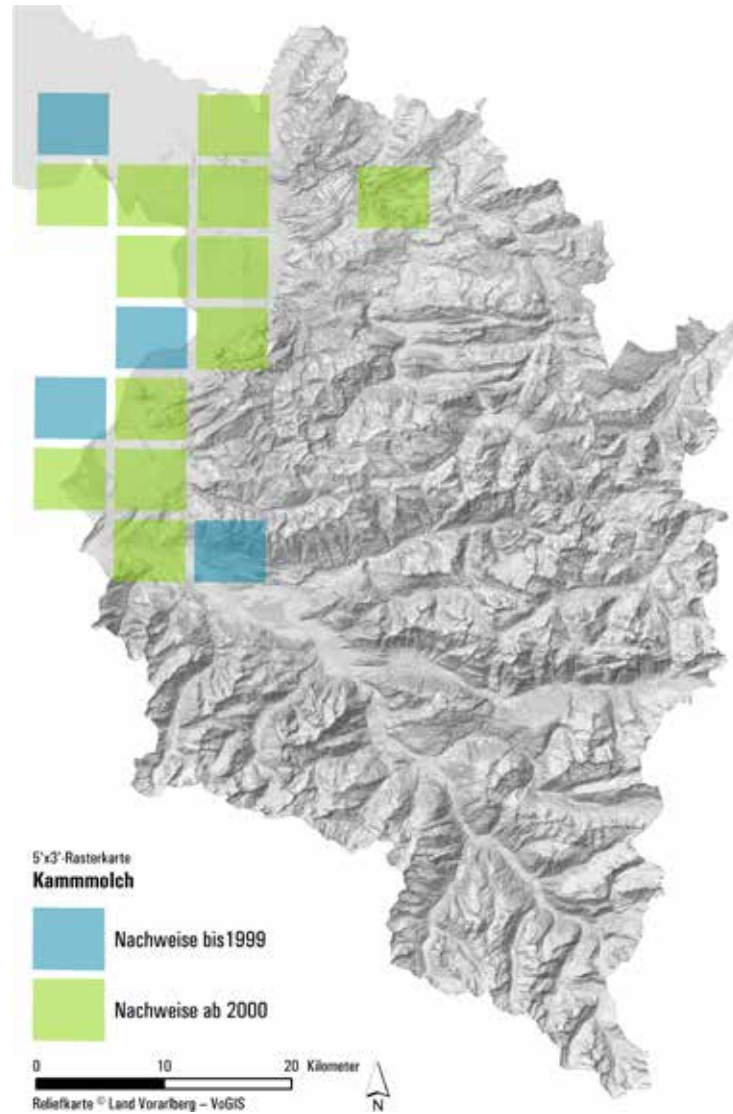


Abb. 36: Höhenverbreitung des Kammolchs (n = 99; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.5 Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*): vom Aussterben bedroht



Abb. 37: Der Fadenmolch erreicht nur selten eine Körperlänge von 9 cm und ist damit die kleinste heimische Molchart. Seine Grundfarbe variiert von gelb bis braun. Männchen in Wassertracht sind mehr oder weniger dunkel gefleckt und durch einen 4 bis 8 mm langen Faden am Schwanzende sowie durch dunkle Schwimmhäute an den Hinterfüßen gekennzeichnet. Die Bauchseite ist hellgelb bis hellorange gefärbt und ungefleckt, allenfalls leicht gepunktet (LAUFER et al. 2007, BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Saxifraga - Kees Marijnissen).

Lebensraum

Der Verbreitungsschwerpunkt des Fadenmolchs liegt im atlantisch geprägten Westeuropa. Die Art ist von Nordportugal über Frankreich und Großbritannien bis nach Mitteldeutschland verbreitet, wobei disjunkte Vorkommen im Elbtal die nordöstliche Verbreitungsgrenze darstellen (vgl. SCHLÜPMANN & VAN GELDER 2004, SCHLÜPMANN 2006). An der östlichen Verbreitungsgrenze sind vor allem Laub- und Laubmischwaldgebiete in Mittelgebirgslagen charakteristische Lebensräume. Fadenmolche nutzen ein breites Spektrum an Kleingewässern, bevorzugen aber halbschattig gelegene, mäßig bis stärker verkrautete Tümpel, Teiche und Weiher, die häufig von Quell- und Bachwasser gespeist werden (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996, ANDRÄ et al. 2019, GROSSE 2020). Auch durch Aktivitäten des Bibers entstandene Gewässer werden gerne genutzt (DALBECK et al. 2007), stärker fließende und saure Gewässer dagegen gemieden (GROSSENBACHER 1988).

Lebensweise

Fadenmolche wandern je nach Witterung zwischen Februar und Mai an ihre Laichgewässer, wo die Weibchen bis zu 450 Eier einzeln zwischen Pflanzenblättern ablegen (GÜNTHER 1996). Der Fadenmolch ist kein sehr aktiver Schwimmer und hält sich oft am Gewässergrund oder zwischen Wasserpflanzen auf (INFO FAUNA o. J.). An Land ist die Art nachtaktiv und nutzt reich strukturierte Gebüsch- und Hochstaudenfluren sowie feuchte Senken mit dichter Gras- und Krautschicht im Waldinnern oder zumindest in

Waldnähe (LAUFER et al. 2007). Die Landlebensräume liegen im Umkreis von 400 m um die Laichgewässer, oft entfernen sich die Tiere nicht weiter als 100 m vom Fortpflanzungsgewässer (BLAB 1986).

Verbreitung in Vorarlberg

Eine unbestätigte Beobachtung des Fadenmolchs (*Lissotriton helveticus*) aus dem Vorarlberger Rheintal vom Fuß des Kummbergs wird bereits von BROGGI & WILLI (1998) angeführt. Der erste konkrete Nachweis konnte 2008 erbracht werden: Im Rheinholz in Gaißau wurde in einem im Vorjahr neu angelegten Teich ein männliches Tier gemeinsam mit Kammolchen in einer Molchreue gefangen. Ein weibliches Tier wurde in einem Teich westlich des Neuen Rheins festgestellt (GRABHER & NIEDERER 2011). SCHELLING (2010) erbrachte einen weiteren Nachweis am Alten Rhein.

Der Fadenmolch ist somit definitiv für Vorarlberg und Österreich nachgewiesen. Die Vorarlberger Funde liegen an der östlichen Verbreitungsgrenze der Art, eine Verbindung mit den Vorkommen im Schweizer Rheintal ist anzunehmen. Dort ist die Art für das Gebiet Rheineck – Thal – Staad bestätigt und wurde auch in unmittelbarer Nachbarschaft zu Vorarlberg beobachtet, u. a. gelang im Jahr 2000 der Nachweis eines Fadenmolchmännchens in einem neu angelegten Waldweiher am Ufer des Alten Rheins (KÜHNIS et al. 2002) unmittelbar an der Grenze zu Vorarlberg.

Die wenigen zerstreuten Funde zeigen die Seltenheit der Art. Dies bestätigen auch die umfangreichen Erhebungen durch SCHELLING (2010), die trotz intensiver Suche nur einen einzigen Nachweis erbringen konnte. Möglicherweise wirkt im Rheindelta die Konkurrenz durch den Kammolch limitierend. Nach GÜNTHER (1996) ist der Fadenmolch häufig mit Bergmolchen vergesellschaftet, kommt deutlich seltener mit dem Teichmolch gemeinsam vor und tritt nur in etwa einem von 20 Gewässern gemeinsam mit dem Kammolch auf. Das Gewässer, in dem 2008 der Erstnachweis gelang, ist inzwischen Fischlebensraum und als Habitat für den Fadenmolch nicht mehr geeignet.

Gefährdung

Wie alle heimischen Amphibien ist der Fadenmolch vor allem durch Lebensraumverluste bedroht, durch Verfüllung von Gewässern oder Besatz mit Fischen (LAUFER et al. 2007, ANDRÄ et al. 2019). Auch die Habitatqualität im Gewässerumfeld ist entscheidend (DENOËL & LEHMANN 2006). Klimatische Faktoren können sich ebenfalls negativ auswirken: Bei höheren Wassertemperaturen produzieren die Weibchen weniger Eier (GALLOY & DENOËL 2010).

Handlungsbedarf

- Da der Fadenmolch in Österreich ausschließlich in Vorarlberg nachgewiesen wurde, besteht eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Art. Eine regelmäßige Erfassung der Vorkommen und des Zustands der Lebensräume ist wichtig. Da eine Kartierung mit herkömmlichen Methoden aufgrund der Seltenheit aufwändig ist, ist die Erfassung über Umwelt-DNA, d. h. anhand genetischer Spuren im Wohngewässer, zu empfehlen (vgl. SCHMIDT & GRÜNIG 2017, HOLDEREGGER et al. 2019). Idealerweise wird das Monitoring grenzüberschreitend auf Vorarlberger und Schweizer Seite des Alten Rheins durchgeführt und mit gezielten Artenhilfsmaßnahmen kombiniert (Gewässerpflege, Neuanlage von Laichgewässern, Vernetzung von Vorkommen durch Schaffung von Wanderkorridoren).

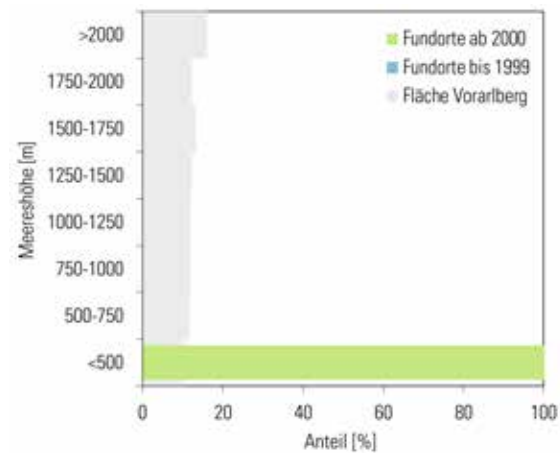
Wissenswertes

Fadenmolch und Teichmolch sind nah verwandte Geschwisterarten, die sich aus einer gemeinsamen Stammform entwickelt haben. Larven, Weibchen und Männchen in Landtracht unterscheiden sich morphologisch kaum (BLAB & VOGEL 2002), Kreuzungen der zwei Arten kommen selten vor (vgl. SCHLÜPMANN et al. 1999).

Abb. 38: Rasterverbreitungskarte des Fadenmolchs (aktuelle Rasterfrequenz: 2 %).



Abb. 39: Höhenverbreitung des Fadenmolchs (n = 3; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.6 Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*):

gefährdet



Abb. 40: Teichmolchmännchen in Wassertracht. Aufgrund der dunklen Längsstreifen am Kopf wird der bis zu 11 cm große Teichmolch auch als Streifenmolch bezeichnet. Zur Paarungszeit fallen die gelbbraun gefleckten Männchen durch einen gewellten Rücken sowie ein orangefarbenes und ein blaues Längsband am Schwanz auf. Die Wassertracht der hellbraunen Weibchen ist wesentlich unscheinbarer (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Saxifraga - Kees Marijnissen).



Abb. 41: In Landtracht sind beide Geschlechter des Teichmolchs braun gefärbt. Die gelborange Bauchseite ist gefleckt bzw. getupft (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: nfoto/Shotshop.com).

Lebensraum

Der Teichmolch ist eine sehr anpassungsfähige Art, die in unterschiedlichen Lebensräumen der Tallagen verbreitet ist. Vor allem halboffene bis offene Landschaften werden besiedelt, aber auch in geschlossenen Wäldern fehlt die Art nicht völlig. Daneben werden Teichmolche auch in Rieden (MEYER et al. 2014) und im Siedlungsgebiet beobachtet – selbst im Inneren größerer Städte können sie vorkommen (GÜNTHER 1996). Bevorzugte Laichhabitate sind strukturreiche, kleine bis mittelgroße, fischfreie und gut besonnte stehende Gewässer (LAUFER et al. 2007).

Abb. 42: Teichmolch-Larve kurz vor der Metamorphose. Im Lavenstadium sind Teichmolche ockerfarben. Sie wirken trotz einer feinen dunklen Pigmentierung einfarbig und kontrastarm (BÜHLER et al. 2007, THIESMEIER 2019) (Foto: UMG).



Lebensweise

Zwischen März und Mai kommen Teichmolche an die Laichgewässer, wo die Weibchen über mehrere Wochen insgesamt 100 bis 300 Eier ablegen. Die Larven sind tagaktiv und halten sich bevorzugt in der Vegetation besonnener Gewässerbereiche, in Algenteppichen oder am Gewässerboden auf. Erwachsene Teichmolche sind sowohl im Wasser als auch an Land weitestgehend nachtaktiv, nur zum Höhepunkt der Fortpflanzungszeit werden sie manchmal tagsüber am Gewässergrund oder schwimmend beobachtet. Die Landlebensräume liegen meist in der Nachbarschaft der Gewässer (LAUFER et al. 2007, SCHMIDTLER & FRANZEN 2004, ANDRÄ et al. 2019).

Verbreitung in Vorarlberg

Vergleichbar dem Kammmolch ist der Teichmolch vor allem im Rheintal und am Bodensee verbreitet. Im Rheindelta ist er in individuenreichen Populationen vertreten (SCHELLING 2010). Der südlichste bekannte Nachweis stammt aus dem Walgau (Turbastall in Schlins). Im Bregenzerwald erfolgte eine Beobachtung am Golfplatz Riefensberg. Der Verbreitungsschwerpunkt des Teichmolchs liegt in der planaren und kollinen Höhenstufe (CABELA et al. 2001, LAUFER et al. 2007), fast alle aktuellen Fundpunkte liegen unter 500 m Seehöhe. Aufgrund der versteckten Lebensweise werden die Vorkommen oft unterschätzt. Mehrere Funde gelangen in reaktivierten bzw. neu geschaffenen Gewässern. Auch aus dem unmittelbaren Siedlungsraum gibt es Nachweise. Es ist anzunehmen, dass die Art innerhalb ihres Verbreitungsgebiets in Vorarlberg häufiger vorkommt als bisher angenommen.

Gefährdung

Obwohl ansonsten vergleichsweise anspruchslos (GÜNTHER 1996), stellen Teichmolche höhere Ansprüche an die Temperatur als

Bergmolche und sind deshalb auf warme Gewässer tiefer Lagen beschränkt (ANDRÄ et al. 2019). Das Verbreitungsgebiet der in Österreich außeralpin vorkommenden Art (CABELA et al. 2001) ist in Vorarlberg vergleichsweise klein und auf den überwiegend intensiv genutzten Talraum beschränkt, wodurch eine erhöhte Gefahr durch die Isolation der Populationen besteht. Im Rheintal konnten in mehreren durch Siedlungen, Verkehrswege und/oder intensive landwirtschaftliche Nutzung isolierten Gebieten keine Nachweise erbracht werden (KÜHNIS et al. 2002). Neben der Lebensraumzerschneidung sind Verlust von Laichgewässern, Fischbesatz, Verlandung sowie Eutrophierung wesentliche Gefährdungsursachen (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996). Insbesondere in nur punktuell besiedelten Gebieten führt der Verlust einzelner Fortpflanzungsgewässer rasch zum lokalen Verschwinden. Die Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs, zu dessen Beutespektrum auch der Teichmolch zählt (LAUFER et al. 2007), ist ein zusätzlicher Gefährdungsfaktor.

Handlungsbedarf

- Teichmolche profitieren von der Neuschaffung von Kleingewässern und besiedeln diese rasch, sofern sie im Umfeld bestehender Vorkommen liegen (THIESMEIER et al. 2011 zit. in ANDRÄ et al. 2019).
- Die Vernetzung zwischen den Populationen durch Biotopverbundmaßnahmen sollte verbessert werden: Die Entfernung zwischen den Laichgewässern, die durch extensive Randstreifen, naturnahe Grabenstrukturen, Hecken und Gehölzkorridore vernetzt sind, beträgt im Idealfall deutlich weniger als 1.000 m, wobei die Qualität der Wanderkorridore ebenfalls zu beachten ist (ANDRÄ et al. 2019).
- Wichtig ist die Erfassung der Vorkommen und der Bestandsentwicklung im Siedlungsraum, da in städtisch geprägten Lebensräumen von einer besonderen Gefährdung auszugehen ist (BEUTLER & HECKES 1991). Der Teichmolch ist eine geeignete Art zur Analyse des Biotopverbunds im Siedlungsgebiet (GOLLMANN 2007).

Wissenswertes

Wie alle heimischen Molche zeigt auch der Teichmolch ein kompliziertes Balzritual: Das Männchen folgt zunächst dem Weibchen, führt dann eine Serie tänzelnder Bewegungen aus, winkt und peitscht mit dem Schwanz und fächelt dem Weibchen Duftstoffe zu. Das Weibchen folgt schließlich dem Männchen zu dem auf dem Untergrund abgelegten Samenpaket (GROSSE 2011).

Abb. 43: Rasterverbreitungskarte des Teichmolchs (aktuelle Rasterfrequenz: 18 %).

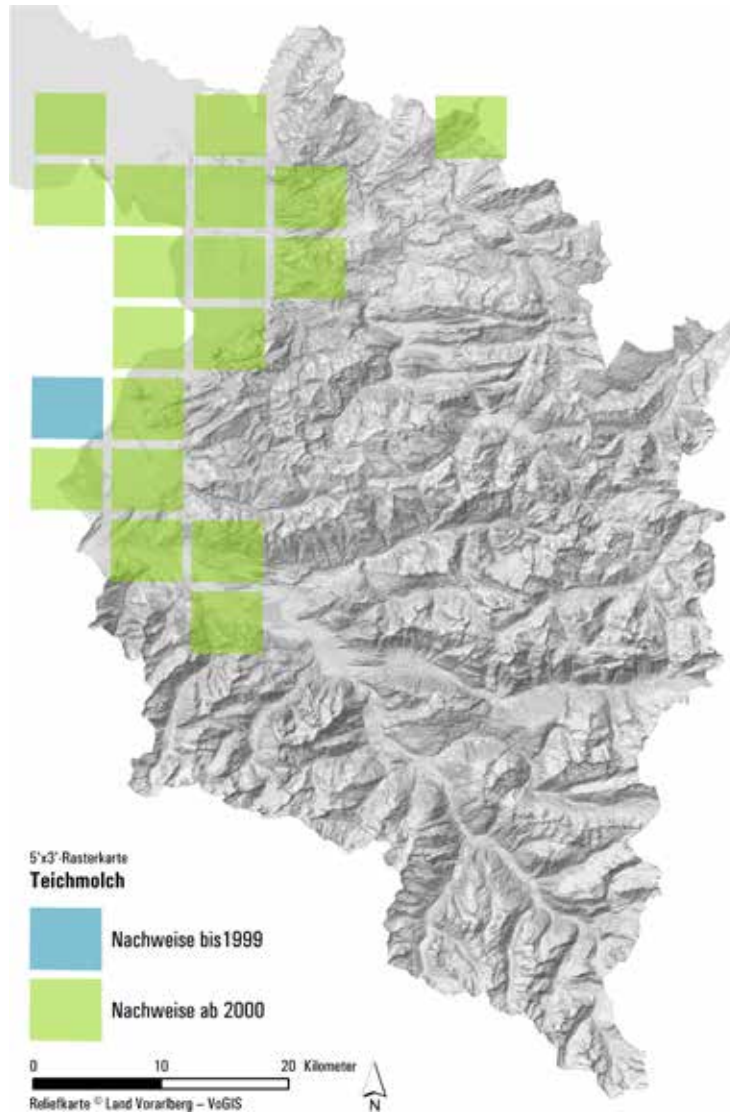
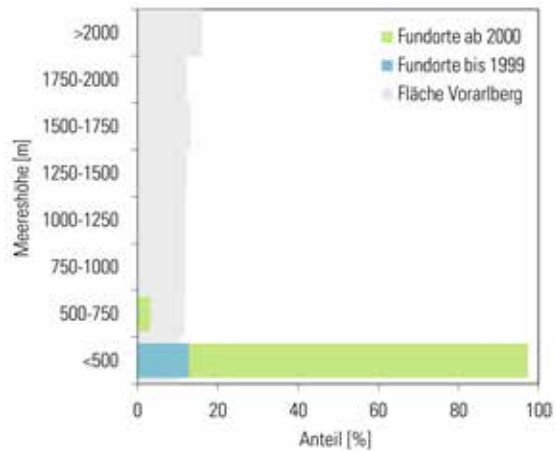


Abb. 44: Höhenverbreitung des Teichmolchs (n = 138; berücksichtigt wurden alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.7 Gelbbauchunke (*Bombina variegata*):

stark gefährdet



Abb. 45: Neben der leuchtend gelb gefleckten Bauchseite sind die herzförmigen Pupillen für Gelbbauchunken kennzeichnend. Die warzige Oberseite ist in Abhängigkeit des Lebensraums lehmgelb, braun oder grau, selten dunkelgrau bis schwarz gefärbt. Ausgewachsene Tiere erreichen eine Körperlänge von etwa 5 cm (LAUFER et al. 2007) (Foto: UMG).



Abb. 46: Bei Gefahr nehmen Gelbbauchunken die »Kahnstellung« ein – oft auch als Unkenreflex bezeichnet – und zeigen die Gelbfärbung der Kehle und der Hand- und Fußsohlenflächen, die Fressfeinden Ungenießbarkeit signalisiert. Zugleich erfolgt eine vermehrte Sekretion des Hautgifts (GOLLMANN & GOLLMANN 2012) (Foto: Christoph Leeb – CC BY-SA 3.0).



Abb. 47: Gelbbauchunken heften ihren Laich in kleinen Ballen mit durchschnittlich etwa sieben Eiern oft an Pflanzen oder Ästchen (LAUFER et al. 2007). Aus den Eiern schlüpfen grau-braune Kaulquappen, die durch einen Flossensaum mit Netzstruktur gekennzeichnet sind (BÜHLER et al. 2007) (Foto: UMG).

Abb. 48: Auen sind die ursprünglichen Laichgebiete der Gelbbauchunke. In diesem Tümpel an der Weißbach konnten Larven, juvenile und adulte Tiere nachgewiesen werden (Foto: UMG).



Lebensraum

Als Pionierart ist die Gelbbauchunke hervorragend an dynamische Lebensräume angepasst. Neu entstandene Gewässer werden rasch besiedelt, wobei vor allem Jungtiere einen großen Aktionsradius aufweisen (PETERSEN et al. 2004, GOLLMANN & GOLLMANN 2012). Die ursprünglichen Lebensräume liegen in Bach- und Flussauen der kollinen bis montanen Höhenstufe, wo durch Umlagerung und Überschwemmungen immer wieder Klein- und Kleinstgewässer im Uferbereich entstehen. Heute besiedelt die Art vor allem sekundäre Lebensräume wie Fahrspuren, Gräben und Pfützen, Baustellen oder Deponieflächen mit flachen und besonnten Kleingewässern (GOLLMANN & GOLLMANN 2012, LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996). Zeitweises Austrocknen der Gewässer reduziert die Feinddichte und erhöht dadurch den Reproduktionserfolg (ZAHN & NIEDERMEIER 2004). Bevorzugte terrestrische Habitate sind Feuchtwiesen, Laub- und Mischwälder sowie Ruderalflächen mit einer mäßig bis üppig entwickelten Krautschicht (CABELA et al. 2001).

Lebensweise

Der Laich wird in kleinen Klumpen an Pflanzen und andere Strukturen angeheftet oder frei auf den Boden abgelegt. Weibchen können mehrmals pro Jahr in unterschiedlichen Gewässern laichen und insgesamt mehrere hundert Eier produzieren (GOLLMANN & GOLLMANN 2012, LAUFER et al. 2007). In den Fortpflanzungsgewässern ist deshalb auch nicht die gesamte Population, sondern nur ungefähr ein Drittel der Individuen gleichzeitig anzutreffen (MÖLLER 1992 zit. in ANDRÄ 2019). Vor allem außerhalb der Reproduktionszeit halten sich Gelbbauchunken bei hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit auch in einigen hundert Metern Entfernung vom nächsten Laichgewässer auf. Hitze- und Trockenperioden überdauern sie in Wäldern, unter Steinen oder Brettern,

im Geröll von Flüssen oder in Erdspalten (BARANDUN 1995, 1996b). Mit einem Alter von bis zu 29 Jahren in Gefangenschaft zählen Gelbbauchunken zu den langlebigen Amphibienarten (LAUFER et al. 2007).

Verbreitung in Vorarlberg

Nachweise liegen vor allem aus dem Rheintal, Leiblachtal, dem Walgau und dem nördlichen bis mittleren Bregenzerwald vor. Die höchstgelegenen aktuellen Nachweise aus über 1.000 m Seehöhe stammen aus dem inneren Laternsertal und dem Rindberg in Sibratsgfäll. Der Großteil der Vorkommen jedoch liegt unter 500 m Seehöhe. Der Rheinspitz im Naturschutzgebiet Rheindelta beherbergt die wohl bedeutendste Population. Wichtige Vorkommen existieren auch in der Bregenzerachschlucht und in Kommingen an der Gemeindegrenze Koblach-Götzis. Im Lustenauer Ried nutzt die Art Riedgräben, auch aus Betriebsarealen sind größere Vorkommen dokumentiert.

Gefährdung

Einige ehemalige Fundorte, beispielsweise im Bereich Dornbirn – Hohenems, konnten nicht mehr bestätigt werden. Natürliche Fließgewässerdynamik, die Primärhabitats schafft, ist nur an sehr wenigen Gewässern erhalten. Sekundärlebensräume werden durch Aufschüttung und Überbauung, manchmal auch durch Rekultivierungsmaßnahmen zerstört, durch die der Pioniercharakter verloren geht. In der Schlinser Au im Talraum des Walgaus wurde ein großes Vorkommen durch den Bau der Autobahn Ende der 1970er Jahre vernichtet. Durch die Befestigung von Wegen verschwinden Pfützen, durch absinkende Grundwasserstände fallen Laichgewässer trocken. Die Zunahme ungewöhnlich trockener Sommer verschärft die Situation zusätzlich (vgl. CAYUELA et al. 2016). Heute sind nur wenige große Vorkommen erhalten, die als Ausbreitungszentren fungieren können. Bei fehlender Vernetzung zwischen den einzelnen Lebensräumen entstehen isolierte Kleinpopulationen, die gegen Umwelteinflüsse besonders anfällig sind (PETERSEN et al. 2004).

Nicht zu unterschätzen ist die direkte Gefährdung durch den Menschen, da Gelbbauchunken noch immer illegal für Gartenteiche der Natur entnommen werden.

Handlungsbedarf

- Die großzügige Renaturierung von Fließgewässern mit Wiederherstellung der Überschwemmungsdynamik schafft Primärlebensräume.
- Die Pflege sekundärer Laichgewässer erhält vegetationsarme Sukzessionsstadien. Auch wenn Unken aufgrund ihrer für Froschlurche erstaunlich hohen Lebenserwartung Reproduktionsausfälle über mehrere Jahre hinweg überdauern, sollte zumindest alle drei Jahre eine erfolgreiche Vermehrung erfolgen (BARANDUN et al. 2009a). Zur Bestandsstützung sind auch

künstliche Laichgewässer geeignet (BARANDUN et al. 2009b, BÄUMLER & KURZ 2015, THEISSEN 2005).

- In Lebensräumen der Gelbbauchunke sollte auf die Befestigung von Wegen möglichst verzichtet werden.
- Konzepte für »Natur auf Zeit« zur Förderung von Pionierarten auf Industrie-, Gewerbe- und Rohstoffgewinnungsflächen (MONING 2018, BECKER et al. 2020) mit Berücksichtigung der Ansprüche der Gelbbauchunke bei der Nachnutzung und Rekultivierung (vgl. CAYUELA et al. 2018) sind wesentliche Beiträge zur Erhaltung dieser Art.
- Die Entnahme aus der Natur muss unterbunden werden.
- Genetische Analysen sind wichtige Instrumente zur Erfassung der Vernetzung der Populationen und Grundlage für Biotopverbundmaßnahmen (vgl. HOLDEREGGER et al. 2019).
- Gelbbauchunken werden in Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführt. Dadurch besteht die Verpflichtung für Artenhilfsmaßnahmen und Monitoring – insbesondere in den Natura-2000-Gebieten »Rheindelta«, »Mehrerauer Seeufer – Bregenzerachmündung«, »Leibach«, »Gsieg – Obere Mähder« »Soren, Gleggen-Köblern, Schweizer Ried und Birken – Schwarzes Zeug«, »Bangs – Matschels«, »Bregenzerachschlucht« und »Witmoos«.

Wissenswertes

In Gewässern wühlen sich Larven und Unken bei Gefahr im Bodenschlamm ein. Ist an Land eine Flucht nicht möglich, zeigen erwachsene Tiere den Unkenreflex und nehmen die Kahnstellung ein, bei der die Wirbelsäule nach unten durchgebogen, die Gliedmaßen nach oben gestreckt und dadurch die gelben Flecken der Extremitäten und der Kehle als Warnfarbe präsentiert werden. Die Gelbbauchunke fällt hinsichtlich ihrer Größe zwar in das Beutespektrum vieler Arten, trotzdem werden Adulttiere kaum gefressen, da sie durch ihr starkes Hautgift wirksam geschützt sind (GOLLMANN & GOLLMANN 2012).

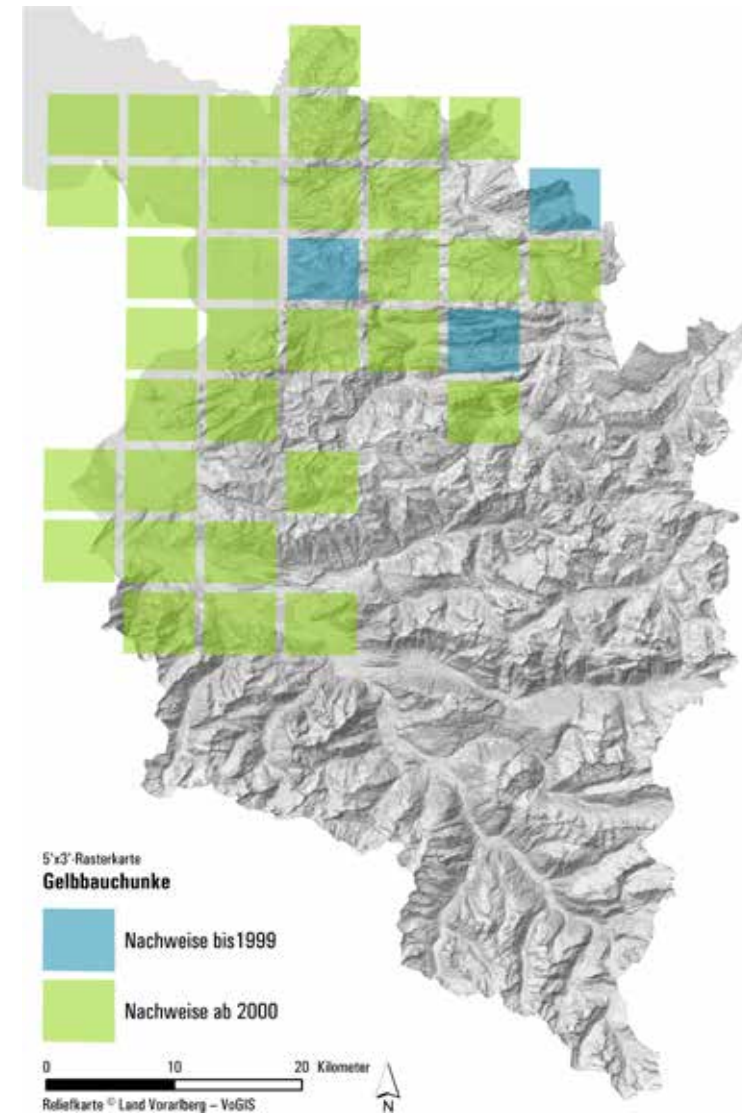


Abb. 49: Rasterverbreitungskarte der Gelbbauchunke (aktuelle Rasterfrequenz: 33 %).

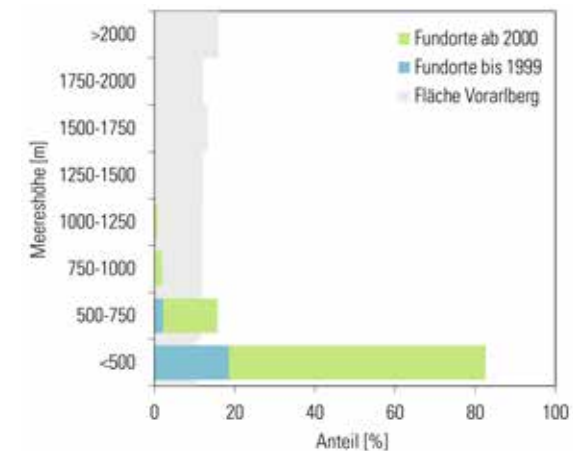


Abb. 50: Höhenverbreitung der Gelbbauchunke (n = 414; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

3.8 Erdkröte (*Bufo bufo*):

Gefährdung droht

Abb. 51: Die Erdkröte ist die größte mitteleuropäische Krötenart. Männchen werden bis zu 10 cm, Weibchen bis zu 15 cm groß. Die Tiere sind oberseits einfarbig oder dunkel gefleckt und weisen braune, graue oder olive Farbschattierungen auf, die Haut ist warzig (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).



Abb. 52: Unmittelbar nach der Metamorphose sind Erdkröten 1 bis 2 cm groß. Sie haben die längste Juvenilphase aller heimischen Amphibien und werden im Flachland frühestens mit drei Jahren (KUHN 1994) bzw. im Gebirge mit fünf Jahren (SCHABETSBERGER et al. 2000) geschlechtsreif. Im Freiland liegt das Höchstalter vermutlich bei 10 bis 15 Jahren (LAUFER et al. 2007) (Foto: UMG).



Abb. 53: Erdkröten heften ihren Laich in 3 bis 5 m langen Schnüren an Wasserpflanzen oder Äste. Jede Gallertschnur enthält 1.000 bis 3.000 Eier, aus denen schwarz gefärbte Kaulquappen schlüpfen, die in seichten Uferbereichen dichte Schwärme bilden (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).



Lebensraum

Als anpassungsfähige Art besiedelt die Erdkröte unterschiedlichste Landlebensräume. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt jedoch in Laub- und Laubmischwäldern sowie in halboffenen Landschaften mit Hecken und Feldgehölzen. Bevorzugte Laichgewässer sind größere stehende Gewässer mit einer Wassertiefe von mindestens 50 bis 70 cm. Auch der Bodensee dient als Fortpflanzungsgewässer. Wichtig sind Strukturen wie Röhrichte, Wasserpflanzen oder ins Wasser ragende Äste und Wurzeln, an denen die 2 bis 5 m langen Laichschnüre angeheftet werden (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Obwohl Erdkröten als ausgesprochen laichplatztreu gelten, sind sie durchaus in der Lage, neue Gewässer in kurzer Zeit zu besiedeln (vgl. KUHN 1993). Am Schellenberg in Feldkirch war ein neu geschaffenes Gewässer bereits im ersten Jahr mit mehreren hundert Kaulquappen besetzt.

Lebensweise

Die Erdkröte zählt zu den zeitig im Frühjahr laichenden Arten. Da die Weibchen später geschlechtsreif werden und nur alle zwei bis drei Jahre ablaichen, sind die kleineren Männchen an den Gewässern stets in der Überzahl. Die schwarz gefärbten Kaulquappen fallen durch ihre Schwarmbildung auf. Nach dem Ablachen suchen die adulten Tiere ihre Sommerlebensräume auf, die bis zu 3 km von den Laichgewässern entfernt liegen. Außerhalb der Fortpflanzungszeit sind Erdkröten nachtaktiv und verbringen den Tag in Verstecken (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007).

Verbreitung in Vorarlberg

Die Erdkröte ist vom Bodensee bis in alpine Lagen in rund 2.200 m Seehöhe verbreitet und zählt zu den häufigsten Amphibien Vorarlbergs. Der höchstgelegene Nachweis stammt aus Gaschurn – Versal. Bedeutende Laichgewässer mit teilweise mehreren tausend Adulttieren sind aus dem Talraum (z. B. Levner Weiher in Feldkirch, vgl. WUST 2010b) und den Bergregionen bekannt (BROGGI & WILLI 1998).

Gefährdung

Wie in vielen Regionen (vgl. z. B. CARRIER & BEEBEE 2003, BONARDI et al. 2011, PETROVAN & SCHMIDT 2016) gibt es auch in Vorarlberg Hinweise für Bestandsrückgänge, unter anderem sind Amphibienzugstellen trotz Schutzmaßnahmen in Bregenz (Mehre-
rau) und Feldkirch (an der Grenze zu Liechtenstein) erloschen. In Liechtenstein wird der sukzessive Rückgang insbesondere in den Tallagen auf die fortschreitende Landschaftszerschneidung, die Zersiedlung, die Intensivierung der Landwirtschaft und die strukturelle Verarmung der Lebensräume zurückgeführt (KÜHNIS & MÜLLER 2018). Neben dem Verlust von Laichgewässern sind in wichtigen Vorkommensgebieten großflächige forstliche Eingriffe wie Rodungen und Fichtenpflanzungen problematisch.

Die Erdkröte ist in Österreich die häufigste an Amphibienzäunen erfasste Art (KYEK et al. 2016). Erdkröten bewegen sich nur langsam fort und benötigen zum Überqueren einer zweispurigen Straße oft 15 bis 20 Minuten. Bei tiefen Temperaturen, wenn Amphibien besonders träge sind, kann bereits eine Verkehrsfrequenz von acht Autos pro Stunde bis zur Hälfte der wandernden Tiere töten (BROGGI & WILLI 1998 nach HEINE 1987). Deshalb sind auch auf Nebenstraßen mit geringer Verkehrsbelastung erhebliche Verluste zu verzeichnen, die in individuenarmen Populationen das Aussterberisiko stark erhöhen (LAUFER et al. 2007). Noch immer sind zahlreiche Straßenabschnitte bekannt, die jährlich dutzende bis hunderte Opfer fordern. Etwa ein Viertel der Erdkrötendaten in den Datensammlungen »Rote Liste 2008« und »Überarbeitung der Roten Liste« betrifft daher überfahrene Tiere! Weitere Gefährdungsfaktoren sind hohe Bordsteinkanten als Wanderhindernisse sowie die Fallenwirkung von Kanalisation und Schächten (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996). Auch Pflegemaßnahmen – vor allem mit Schlegelmulchern oder mit Rasenmähern und Rasenrobotern – fordern immer wieder Opfer.

Handlungsbedarf

- Grundsätzlich sind die Erhaltung und Aufwertung von Lebensräumen und Laichgewässern Voraussetzung für individuenstarke Populationen. Dabei sind die Raumannsprüche und ein ausreichendes Angebot an Strukturelementen, insbesondere von Totholz, zu berücksichtigen. Für eine Erdkrötenpopulation ist ein Lebensraum von über 4 ha erforderlich (INDERMAUR 2011, INDERMAUR & SCHMIDT 2011).
- Schutzmaßnahmen an Straßen reduzieren die Zahl der Verkehrstopfer. Optimal sind permanente Amphibiendurchlässe (vgl. KLEPSCH et al. 2011), lokal vermindern auch temporäre Schutzzäune oder Straßensperren und Geschwindigkeitsbeschränkungen die Gefahr.
- Die aktuellen Bestandsrückgänge verdeutlichen die Bedeutung der Einrichtung eines landesweiten Monitoringsystems, z. B. durch jährliche Kontrolle ausgewählter Laichgewässer.

Wissenswertes

Die Erdkröte ist die einzige heimische Amphibienart, die sich auch in Fischteichen erfolgreich vermehren kann. Der Bitterstoff Bufonin schützt die Kaulquappen in vielen Fällen (LAUFER et al. 2007), auch das ausgeprägte Schwarmverhalten der Larven trägt dazu bei, den Jagderfolg von Prädatoren zu verringern (ANDRÁ et al. 2019).

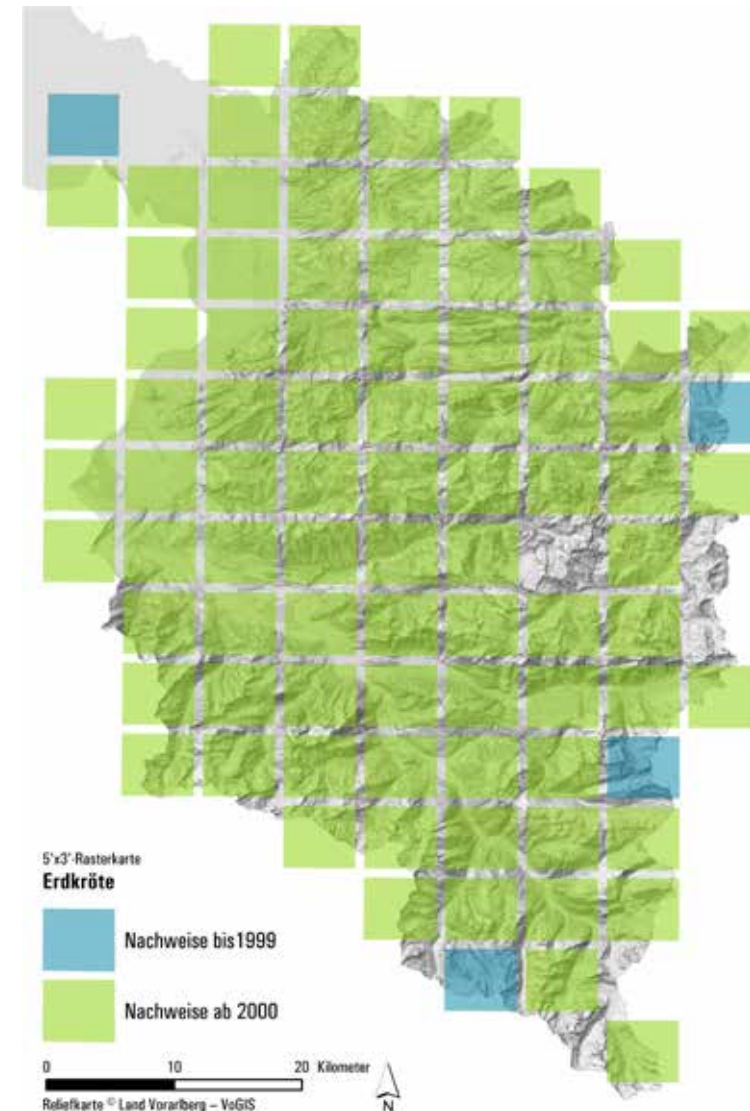


Abb. 54: Rasterverbreitungskarte der Erdkröte (aktuelle Rasterfrequenz: 85 %).

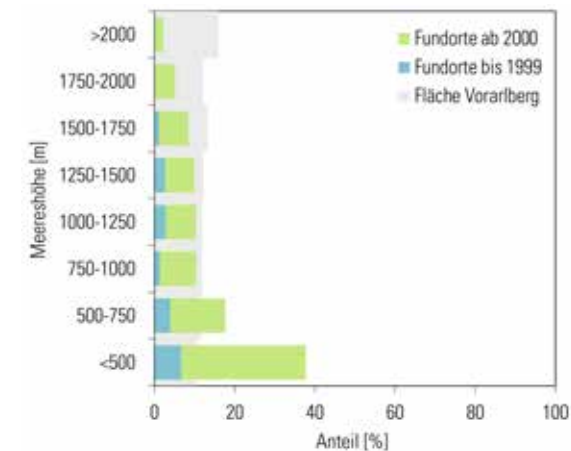


Abb. 55: Höhenverbreitung der Erdkröte (n = 1280; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

3.9 Laubfrosch (*Hyla arborea*):

stark gefährdet

Abb. 56: Die leuchtend grünen Laubfrösche werden etwa 5 cm groß. Vom Nasenloch über das Auge und das Trommelfell zieht ein dunkler Streifen entlang der Flanke bis zum Ansatz der Hinterbeine. Männchen besitzen eine große kehlständige Schallblase. Ihre Rufe zählen zu den lautesten unter den heimischen Amphibien und sind weithin hörbar (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).



Abb. 57: Mit ihren Haftscheiben an den Zehenspitzen können Laubfrösche hervorragend klettern, selbst an senkrechten Glasscheiben (Foto: UMG).



Abb. 58: Temporär überflutete Wiesen – hier das Mehrerauer Bodenseeufer – sind geeignete Laichgebiete für Laubfrösche (Foto: UMG).



Lebensraum

Strukturreiche und vom Grundwasser beeinflusste Feuchtgebiete, beispielsweise intakte Flussauen oder Verlandungsbereiche von Seen (TESTER 2001), sind typische Lebensräume. Laubfrösche sind weniger ortstreu als viele andere Amphibien, können neu entstandene Gewässer daher rasch besiedeln und werden deshalb immer wieder in Sekundärlebensräumen wie wassergefüllten Baugruben, in Gartenteichen oder auf staunassen Deponien beobachtet. Für eine erfolgreiche Reproduktion ist neben einer guten Wasserqualität die intensive Besonnung besonders wichtig (GLANDT 2004, GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Torfgewässer scheinen auf Grund ihrer Inhaltsstoffe (Huminsäuren) als Reproduktionsgewässer für den Laubfrosch wenig geeignet (J. Barandun mündl.). In Landlebensräumen sind sonnenexponierte und windgeschützte Vertikalstrukturen wie Hochstauden, Gebüsche und Bäume wichtig. Die Sommerlebensräume können über 1 km vom Gewässer entfernt liegen, wobei Jungfrösche im ersten Sommer Habitate in 400 bis 600 m Entfernung erreichen (GROSSE 1994).

Lebensweise

Verglichen mit anderen Amphibienarten erscheinen Laubfrösche relativ spät an ihren Laichgewässern (GROSSE 1994). Ihre Hauptrufzeit fällt in den Mai. Die etwa walnussgroßen Laichballen werden an flachen, besonnten Stellen an Wasserpflanzen angeheftet (LAUFER et al. 2007). Nur ein Bruchteil der Rufgewässer dient auch als Fortpflanzungsgewässer, in denen sich die Kaulquappen bis zur Metamorphose entwickeln (TESTER 1990). BARANDUN (1996a) konnte im Rheintal nur in einem Viertel aller Rufgewässer Reproduktion beobachten. Neben günstigen Wassertemperaturen ist ein geringer Prädationsdruck wichtig für die erfolgreiche Entwicklung der Larven. Im Gegensatz zu anderen heimischen Froschlurchen sind Laubfrösche recht tolerant gegenüber starker Sonneneinstrahlung. An Land verbringen sie den Tag meist regungslos in Gebüsch, Hochstauden oder Baumkronen; die Nahrungssuche beginnt erst am späten Nachmittag oder in der Abenddämmerung. Ihre Beute, in erster Linie Insekten, fangen sie kletternd – oft im Sprung mit weit herausgestreckter Zunge (GLANDT 2004, GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007, ANDRÄ et al. 2019).

Verbreitung in Vorarlberg

Als typischer Bewohner der planar-kollinen Höhenstufe ist der Laubfrosch vor allem im Rheintal und am Bodenseeufer verbreitet. Der einzige bekannte Fundort über 500 m Seehöhe ist der Dörnlesee in Lingenu.

Überschwemmte Wiesen im Rheindelta und am Mehrerauer Seeufer sind die wichtigsten Laichgebiete in Vorarlberg. In einem Schlammabsetzbecken bei Fußsach, das nach Einstellung der Arbeiten der natürlichen Sukzession überlassen wurde, konnten zeitweise bis zu 200 rufende Männchen gezählt werden. Als

hervorragendes Laichgewässer hat sich auch ein veralgter Swimmingpool in einem einem Garten nahe des Bodensees erwiesen – mehrere hundert Larven konnten sich hier erfolgreich bis zur Metamorphose entwickeln. Immer wieder werden in Gartenteichen Laubfrösche beobachtet, die sich dort allerdings kaum erfolgreich vermehren.

Viele Vorkommen sind in den vergangenen zwei Jahrzehnten verschwunden, die Art hat einen großen Teil ihrer ursprünglichen Verbreitung eingebüßt. Abseits der Bodenseeregion existieren bestätigte Laubfroschvorkommen nur noch in Lustenau, Dornbirn und Feldkirch. Einzelbeobachtungen stammen auch aus dem Siedlungsraum, davon eine Beobachtung aus Frastanz weit abseits der aktuell bekannten Populationen.

Gefährdung

Die Mortalitätsrate ist mit 70 % pro Jahr hoch im Vergleich zu anderen Froschlurchen (TESTER 1990). Im Freiland erreichen Laubfrösche in der Regel nur ein Alter zwischen drei und sechs Jahren (GROSSE 1994), Weibchen laichen meist nur einmal oder zweimal im Leben ab. Innerhalb von zwei Jahren werden etwa 90 % einer Population ersetzt (TESTER 1990), wodurch sich die großen Bestandsschwankungen und das rasche Verschwinden kleiner isolierter Bestände erklären lassen (LAUFER et al. 2007). Voraussetzung für ein dauerhaftes Vorkommen ist deshalb eine hohe Dichte geeigneter Laichgewässer und Sommerlebensräume (GROSSE 1994), da nur eine vernetzte Metapopulation den langfristigen Erhalt der Art sichert (BALLETO & GIACOMA 1993). Aus dem Vorarlberger Rheintal stehen umfangreiche Untersuchungen zum Vorkommen des Laubfroschs zur Verfügung (BARANDUN 1996a, BARANDUN et al. 2003): Mit Ausnahme der Bodenseeregion nahmen die Bestände im gesamten Rheintal von 1993 bis 2002 stark ab. Zahlreiche Vorkommen sind verschwunden, wodurch sich die räumliche Vernetzung zwischen den Populationen aufgelöst hat und isolierte Reliktvorkommen mit teilweise nur sehr geringer Bestandsgröße entstanden sind. Diese sind heute großteils erloschen.

Neben direkter Zerstörung – unter anderem wurden in der Vergangenheit im mittleren Rheintal zahlreiche durch Baumaßnahmen entstandene Sekundärgewässer wieder verfüllt bzw. überbaut – sind vor allem die fehlende Auen- und Landschaftsdynamik sowie Grundwasserabsenkungen für den Rückgang verantwortlich. Hinzu kommen Fischbesatz, Schadstoffbelastung und Eutrophierung. Intensive landwirtschaftliche Nutzung der Landlebensräume verstärkt die Habitatisolation und -fragmentierung (GÜNTHER 1996, GOLLMANN 2007, PETERSEN et al. 2004).

Handlungsbedarf

- Das Angebot an geeigneten Fortpflanzungsgewässern muss verbessert werden. Optimal sind im Frühjahr und Sommer überflutete Wiesen mit hohen Wassertemperaturen bei gleichzeitig geringer Dichte von Fressfeinden (BARANDUN et al. 2003). Bei fortschreitender Sukzession und Beschattung sind Pflegeeingriffe, beispielsweise durch lokales Abschürfen der Vegetation, sinnvoll (PETERSEN et al. 2004). Am Bodensee wird das Laichgewässerangebot durch die Wasserstände des Bodensees bzw. die Witterung beeinflusst (BARANDUN 2001). In niederschlagsarmen Jahren ergibt sich dadurch ein Mangel an geeigneten Gewässern.
- Teilpopulationen müssen vernetzt werden. Laubfrösche benötigen vielfältig strukturierte Landschaften mit möglichst hohen Grundwasserständen, in denen Laichgewässer sowie Sommer- und Winterhabitate in räumlicher Nähe vorhanden oder durch Korridore verbunden sind. Der Laubfrosch ist somit eine ideale Leitart für den Biotopverbund (ANDRÄ et al. 2019), die als Pionierart in der Lage ist, neu entstandene Habitate rasch zu besiedeln und daher von Vernetzungsmaßnahmen stark profitiert (LE LAY et al. 2015, ANGELONE et al. 2010). Für eine funktionierende Metapopulation sollten die Fortpflanzungszentren nicht weiter als 1 km bis 2 km voneinander entfernt liegen (PETERSEN et al. 2004).
- Die Art wird in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführt und zählt somit zu den streng zu schützenden Arten von gemeinschaftlichem Interesse.

Wissenswertes

Bezogen auf die Körpergröße besitzen Laubfroschmännchen die größte Schallblase aller mitteleuropäischen Amphibienarten (LAUFER et al. 2007), sie zählen zu den stimmstärksten heimischen Fröschen, deren Rufe mit über 80 dB oft über einen Kilometer weit zu hören sind (TESTER 1990). Laubfrösche rufen nicht nur während der Fortpflanzungszeit, im Herbst existiert eine zweite Rufzeit, in der einzelne Männchen meist abseits der Laichgewässer tagsüber bei Sonnenschein rufen (ANDRÄ et al. 2019).

Abb. 59: Rasterverbreitungskarte des Laubfroschs. Ergänzend zu den besetzten Rasterfeldern sind die Punktverbreitungsdaten dargestellt, die den Rückgang im Vorarlberger Rheintal verdeutlichen. Zunächst hat sich die räumliche Vernetzung zwischen den Populationen aufgelöst, nach und nach sind auch viele der dadurch entstanden isolierten Reliktorkommen erloschen, so dass die Art heute nur mehr einen Bruchteil ihres ursprünglichen Verbreitungsareals besiedelt (vgl. auch BARANDUN et al. 2003).

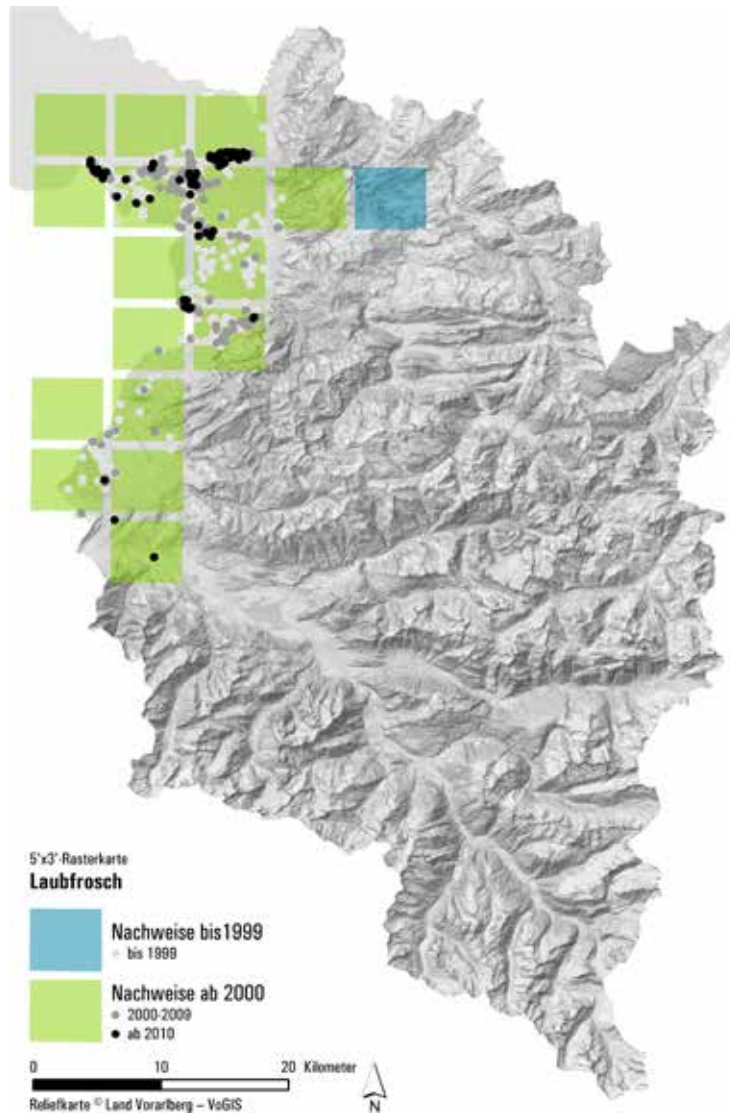
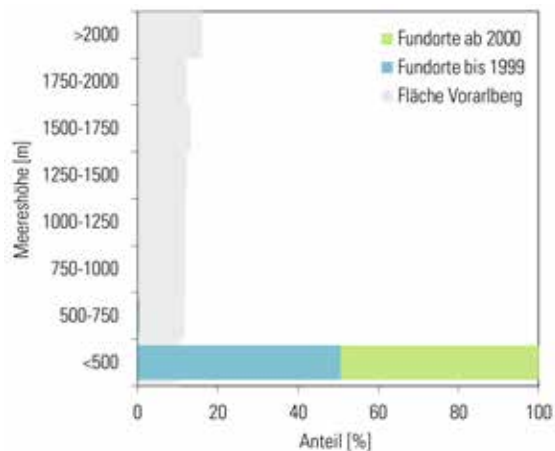


Abb. 60: Höhenverbreitung des Laubfroschs (n = 580; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.10 Grasfrosch (*Rana temporaria*):

Gefährdung droht



Abb. 61: Die Färbung der Grasfrösche variiert stark – praktisch kein Frosch gleicht dem anderen. Oft sind die Tiere oberseits braun gefärbt, olive, gelbe und rote Schattierungen kommen ebenfalls vor. Dunkelbraune bis schwarze Flecken sind mehr oder weniger häufig (BLAB & VOGEL 2002), vor allem im Hochgebirge sind oft sehr dunkel gefärbte und stark gefleckte Frösche zu beobachten (CABELA et al. 2001). Grasfrösche werden 6 bis 10 cm groß (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).

Abb. 62: Auf dem Weg zum Laichgewässer: Grasfrösche laichen zeitig im Frühjahr und wandern dann oft über Schnee. Ein Großteil der Tiere trifft nahezu gleichzeitig ein, um das Laichgeschehen normalerweise innerhalb weniger Tage abzuschließen. Danach verlassen die Frösche das Gewässer und verbringen nach einer Ruhe- und Umstellungsphase den Rest des Jahres im Landlebensraum (GÜNTHER 1996) (Foto: UMG).



Abb. 63: Ein Grasfroschweibchen produziert meist einen, seltener zwei Laichballen mit insgesamt 600 bis 2.500, maximal bis zu 4.000 Eiern. Durch die Laichablage verlieren die Weibchen etwa ein Drittel ihres Körpergewichts (ANDRÄ et al. 2019) (Foto: UMG).



Abb. 64: Larven von Grasfrosch und Erdkröte: Die braun bis schwarzbraun gefärbten Grasfrosch-Kaulquappen sind durch winzige, metallisch glänzende Punkte gesprenkelt und unterscheiden sich dadurch von den schwarzen Kaulquappen der Erdkröte, mit denen sie oft vergesellschaftet sind (Foto: UMG).

Lebensraum

Grasfrösche weisen eine weite ökologische Amplitude auf und besiedeln unterschiedlichste Lebensräume wie Feuchtwiesen und Weideflächen, Gewässerufer, Wälder, Aulandschaften, aber auch Gärten und Parks (CABELA et al. 2001, GÜNTHER 1996). Struktur- reichum mit Deckungsmöglichkeiten und eine entsprechende Bodenfeuchte sind wichtig (ANDRÄ et al. 2019). Stehende und langsam fließende Gewässer mit sonnenexponierten Flachwasserzonen sind die bevorzugten Laichgewässer. Vor allem im Berggebiet akzeptieren Grasfrösche auch sehr kleine Gewässer und laichen selbst in Viehtränken (LAUFER et al. 2007).

Lebensweise

In tieferen Lagen wandern Grasfrösche zwischen Mitte Februar und Mitte März von ihren Winterquartieren zum Laichgewässer (BROGGI & WILLI 1998). Sie sind typische »Explosivlaicher«: In nur wenigen Tagen versammelt sich ein großer Teil der fortpflanzungsbereiten Tiere am Gewässer. Die Zahl der abgelegten Laichballen schwankt von Jahr zu Jahr beachtlich (ZAHN & TOBLER 2014). An günstigen Stellen – meist vegetationsreiche Flachufer – bilden die zahlreichen Laichballen oft geschlossene »Laichtepiche« im Ausmaß von mehreren Quadratmetern (LAUFER et al. 2007), aus denen sich zehntausende Kaulquappen entwickeln. In Vorarlberg wurde die bislang größte dokumentierte Ansammlung von Kaulquappen im Rellstal in Vandans beobachtet. Die Sommerlebensräume der vor allem in der Dämmerung und in der Nacht aktiven Adulttiere liegen bis zu 2 km von den Laichgewässern entfernt (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996).

Verbreitung in Vorarlberg

Vom Grasfrosch stehen die meisten Datensätze aller Amphibien zur Verfügung. Gemeinsam mit Erdkröte und Bergmolch zählt der Grasfrosch zu den am weitesten verbreiteten Amphibienarten Vorarlbergs. Die Höhenamplitude erstreckt sich vom Bodensee auf 397 m bis auf über 2.400 m Seehöhe im hinteren Montafon. Tatsächlich dürfte der Grasfrosch zumindest in höheren Lagen die häufigste Amphibienart Vorarlbergs sein. In den Tallagen von Rheintal und Walgau konzentriert sich die Hauptverbreitung hingegen auf die Umgebung von größeren Teichen und Flüssen, während im Siedlungs- und Landwirtschaftsgebiet Verbreitungslücken bestehen.

Gefährdung

Trotz der weiten Verbreitung existieren Hinweise, dass insbesondere die Populationen im Talraum im Vergleich zu vergangenen Jahrzehnten deutlich abgenommen haben (vgl. auch LANDMANN et al. 1999). Bis Mitte des 20. Jahrhunderts wurden Grasfrösche beispielsweise in Lustenau oder am Alten Rhein in Hohenems als »Ackerfrösche« für den Verzehr gefangen – dies wäre heute bei den kleinen Populationen nicht mehr möglich. Auch aus anderen

Landesteilen (z. B. Montafon, Kleines Walsertal) existieren Berichte über den Fang von Grasfröschen: An einem Teich in Mittelberg sollen einst bis zu 800 Tiere pro Jahr gefangen worden sein. In Salzburg werden für die Bestandsrückgänge, die auch Bergregionen betreffen, schleichende Landschaftsveränderungen mit einem Verlust geeigneter Lebensräume verantwortlich gemacht (KYEK et al. 2017). Vor allem die Intensivierung der Landnutzung ist eine Gefahr. Da sich Grasfrösche häufig im hohen Gras aufhalten, wirken sich häufige Mahd sowie der Einsatz moderner Scheibenmähgeräte, die im Vergleich zu Messer- bzw. Balkenmähgeräten wesentlich höhere Verluste zur Folge haben, negativ aus (CLASSEN et al. 1996, OPPERMANN et al. 1997). Problematisch ist weiters der Fischbesatz in potenziell geeigneten Laichgewässern. Zudem sind wandernde Grasfrösche an vielen Straßenabschnitten gefährdet (BROGGI & WILLI 1998). Hochrangige Verkehrswege sind Ausbreitungsbarrieren, die den Individuenaustausch verhindern und eine genetische Verarmung bis in eine Distanz von 3 bis 4 Kilometern zur Folge haben können (REH & SEITZ 1990).

Handlungsbedarf

- Wichtig sind die Erhaltung und Neuanlage von Laichgewässern und die Aufwertung von Landlebensräumen in Regionen mit ausgedünnten Beständen, vor allem im Talraum. Naturnahe Aulandschaften mit hohen Grundwasserständen, Gewässern, Auwäldern und Extensivgrünland sind optimal (OPPERMANN & HOLSTEN 2001); Grasfrösche zählen zu den Profiteuren der Renaturierung von Fließgewässern einschließlich der Flussauen (ANDRÄ et al. 2019).
- An etlichen Straßenabschnitten sind Schutzmaßnahmen erforderlich – idealerweise durch permanente Amphibiendurchlässe (vgl. KLEPSCH et al. 2011), zumindest jedoch durch temporäre Schutzzäune bzw. Straßensperren oder Geschwindigkeitsbeschränkungen für Kraftfahrzeuge.
- Ein landesweites Monitoringsystem, z. B. durch jährliche Kontrolle ausgewählter Laichgewässer, würde wichtige Hinweise zu großräumigen Bestandsentwicklungen liefern. Während seltene bzw. stark gefährdete Arten meist auf ökologisch weitgehend intakte Gebiete beschränkt sind und somit Informationen zu hochwertigen Lebensräumen liefern, sind häufige und weit verbreitete Amphibien wie der Grasfrosch geeignete Indikatoren für den Zustand bzw. den Wandel der Gesamtlandschaft (GONSCHORREK 2012).

Wissenswertes

Grasfrösche fangen kleinere Beutetiere mit der herauschnellenden Zunge, die sich auf das Fünffache ihrer Länge ausdehnen kann. Größere Beute wird mit den Kiefern gepackt (LAUFER et al. 2007).

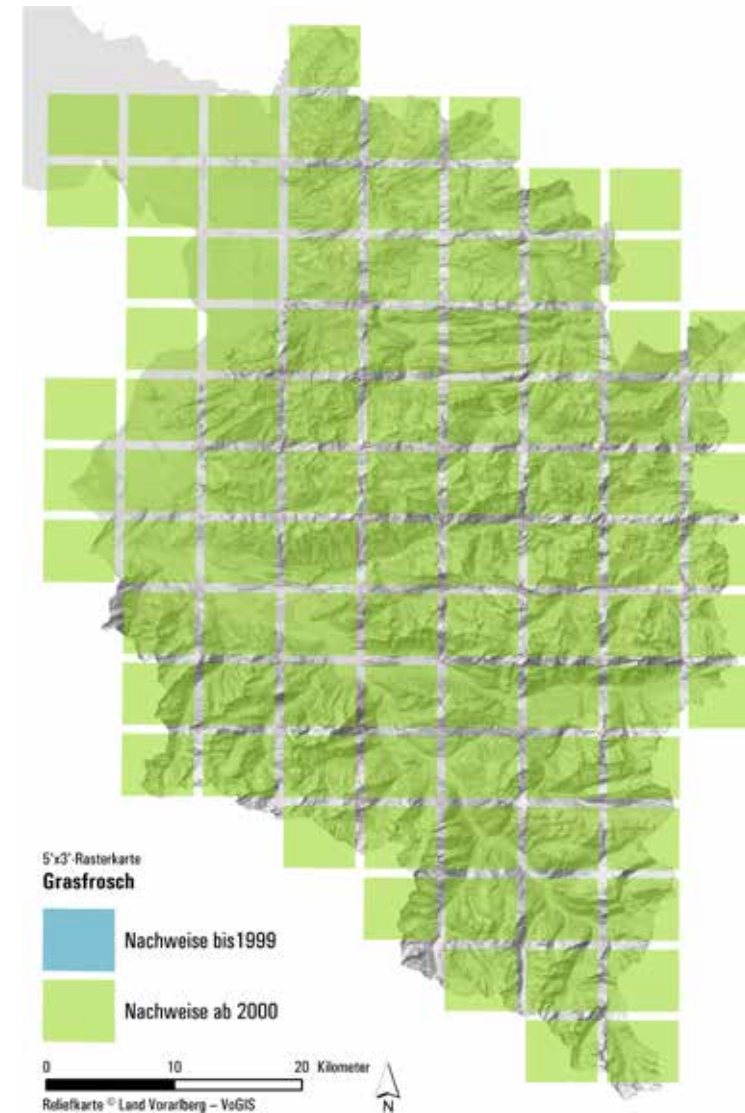


Abb. 65: Rasterverbreitungskarte des Grasfroschs (aktuelle Rasterfrequenz: 95 %).

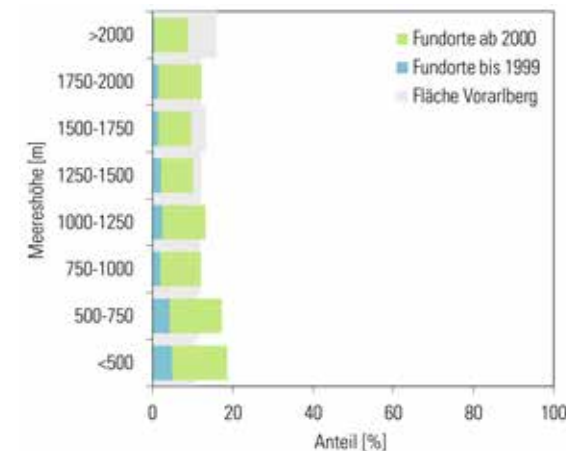


Abb. 66: Höhenverbreitung des Grasfroschs (n = 2403; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

**3.11 Wasserfrosch-Komplex (*Pelophylax lessonae*,
Pelophylax kl. *esculentus* und *Pelophylax bergeri*):**

Kleiner Wasserfrosch und Teichfrosch:

vom Aussterben bedroht

Italienischer Wasserfrosch:

nicht eingestuft



Abb. 67: Wasserfrösche weisen eine grüne Grundfärbung auf (»Grünfrösche«) und sind oft mehr oder weniger stark gefleckt. Häufig ist eine helle Rückenmittellinie ausgebildet (BLAB & VOGEL 2002). Die Unterscheidung von Kleinem Wasserfrosch und Teichfrosch ist schwierig, weshalb meist eine gemeinsame Ansprache als Wasserfrosch-Komplex erfolgt. Zur Bestimmung ist eine exakte Vermessung der Tiere erforderlich: Neben der Form des Fersenhöckers gelten die Verhältnisse von Körper-Rumpf-Länge zu Unterschenkellänge, der Länge der ersten Zehe zur Fersenhöckerlänge und der Unterschenkellänge zur Fersenhöckerlänge als wichtige Bestimmungsmerkmale (GÜNTHER 1996, vgl. auch PLÖTNER 2010). Durch die Ausbreitung nicht heimischer Arten ist eine Identifikation anhand morphologischer Merkmale jedoch nahezu unmöglich geworden und eine exakte Bestimmung oft nur noch durch genetische Methoden möglich (Foto: UMG).



Abb. 68: Wasserfroschmännchen bilden lautstarke Rufchöre, die im Mai und Juni am intensivsten sind (GÜNTHER 1996). Die Rufe umfassen sowohl quakende Revierrufe zur Abgrenzung gegenüber Rivalen als auch schnarrende Paarungsrufe zur Anlockung der Weibchen (vgl. SCHNEIDER 2005) (Foto: UMG).



Abb. 69: Blau gefärbter Wasserfrosch in Hard (Juli 2019). Diese seltene Farb-anomalie ist durch das Fehlen der gelben Farbpigmente bedingt, die gemeinsam mit den blauen Pigmenten für die Grünfärbung verantwortlich sind (LAUFER et al. 2007). Ein Phänomen, das bereits der schottisch-stämmige Schriftsteller Norman Douglas, 1868 in Vorarlberg geboren, in einem Briefwechsel mit dem Zoologie-Professor Franz von Leydig diskutiert hat (GRABHER 2019) (Foto: UMG).



Abb. 70: Die Laichballen der Wasserfrösche sind deutlich kleiner als jene der Grasfrösche und enthalten etwa 100 bis 500 Eier. Die Kaulquappen weisen eine braune bis grüne Grundfärbung mit einem Fleckenmuster auf (LAUFER et al. 2007) (Foto: UMG).

Die europäischen Wasserfrösche bilden einen Komplex aus mehreren nahe verwandten Arten und Hybridformen (PLÖTNER 2005). In Vorarlberg heimisch sind der Kleine Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*) und der Teichfrosch (*P. kl. esculentus*), der durch die Kreuzung von Seefrosch (*P. ridibundus*) und Kleinem Wasserfrosch entstanden ist. Teichfrösche sind zur Fortpflanzung auf eine Elternart angewiesen und normalerweise mit dieser vergesellschaftet. Seit wann Teichfrösche existieren, ist nicht bekannt, für ein relativ hohes Alter spricht allerdings die weite Verbreitung in Gebieten, in denen nur eine Elternart vorkommt (CABELA et al. 2001). Vorarlberg wurde nach dem Ende der Eiszeit nur von Kleinem Wasserfrosch und Teichfrosch, nicht jedoch vom Seefrosch wiederbesiedelt. Das Verhältnis von Kleinen Wasserfröschen zu Teichfröschen schwankt stark. Der Kleine Wasserfrosch ist in weiten Teilen Mitteleuropas wesentlich seltener als der Teichfrosch (PETERSEN et al. 2004). Grundsätzlich gilt: Je naturnäher ein Gewässer, desto höher ist der Anteil des Kleinen Wasserfroschs. In Moorhabitaten ist der Kleine Wasserfrosch immer deutlich in der Überzahl, in stark anthropogen beeinflussten Gewässern dominieren hingegen meist Teichfrösche (CABELA et al. 2001).

Diese an sich bereits komplexe Situation wird durch das Auftreten des Italienischen Wasserfroschs (*Pelophylax bergeri*) noch komplizierter. Ähnlich der Schweiz (vgl. DUFRESNES et al. 2017a) wurden die heimischen Wasserfrosch-Vorkommen vermutlich nahezu vollständig durch den Italienischen Wasserfrosch unterwandert, dessen natürliches Verbreitungsgebiet Italien südlich der Poebene, Sizilien und Korsika umfasst (GLANDT 2015). Zumindest wurden in Vorarlberg an sieben von zehn Standorten, die mittels Umwelt-DNA beprobt wurden, ausschließlich Spuren Italienischer Wasserfrösche nachgewiesen und an drei Standorten sowohl DNA von Italienischen als auch von heimischen Grünfröschen (GRABHER & ASCHAUER 2020).

Kleiner und Italienischer Wasserfrosch sind Schwesternarten, die sich zwar genetisch unterscheiden, in ihrem Verhalten aber gleichen (Plötner 2005). Daher blieb die Anwesenheit des Italienischen Wasserfroschs lange unentdeckt und konnte erst durch DNA-Analysen nachgewiesen werden (DUFRESNES et al. 2017a). Auch der Italienische Wasserfrosch ist in seiner Heimat mit einer Hybridform vergesellschaftet, die aus einer Kreuzung mit dem Seefrosch hervorgegangen ist – dem Italienischen Hybridfrosch (*Pelophylax kl. hispanicus*) (GLANDT 2015). DUFRESNES & DUBEY (2020) gehen davon aus, dass nicht heimische Italienische Wasserfrösche nördlich der Alpen schon seit langer Zeit anwesend sind, möglicherweise liegt der Ursprung sogar in der Antike; seit wann sie tatsächlich in Vorarlberg vorkommen, ist unbekannt.

Lebensraum

Wasserfrösche entfernen sich nur selten weit von Gewässern (MEYER et al. 2014). Zu den bevorzugten Lebensräumen des Kleinen Wasserfroschs zählen Moorgewässer, kleine Weiher und Wiesengräben (PLÖTNER 2005). Altarme und Seen werden hingegen weniger häufig besiedelt. Gute Besonnung sowie eine reiche Unterwasser- und Schwimmblattvegetation sind wichtig, dichte Röhrichte hingegen nicht ideal (ANDRÄ et al. 2019). Im Vergleich dazu zeigen Teichfrösche eine größere ökologische Plastizität und nutzen ein breiteres Gewässerspektrum: Neben Teichen, Seen und langsam fließenden Gewässern meiden sie selbst intensiv von Menschen beeinflusste Lebensräume nicht (PLÖTNER 2005). Ihre Anpassungsfähigkeit zeigt sich auch darin, dass sie sowohl an Land als auch im Bodenschlamm der Gewässer überwintern, während Kleine Wasserfrösche meist terrestrische Winterquartiere aufsuchen (LAUFER et al. 2007). Auch der Italienische Wasserfrosch scheint hinsichtlich der Habitatwahl weniger anspruchsvoll zu sein als seine Schwesternart (PLÖTNER 2005).

Lebensweise

Die Hauptpaarungszeit der Wasserfrösche erstreckt sich von Mai bis Juni; in dieser Zeit sind die Froschkonzerte der Männchen, die bei passenden Bedingungen den ganzen Sommer über zu hören sind, am intensivsten. Der gelbbraune Laich wird in mehreren kleinen bis mittelgroßen Ballen bevorzugt an Wasserpflanzen abgelegt. Tagsüber sonnen sich Wasserfrösche oft in ufernahen Bereichen und flüchten bei Gefahr mit einem Sprung ins Wasser (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996, ANDRÄ et al. 2019). Wasserfrösche wandern oft mehrere Kilometer weit (JEHLE & SINSCH 2007), in offenem Gelände dienen meist lineare Strukturen wie Randstreifen oder Gräben mit dichter Vegetation als Korridore (LAUFER et al. 2007).

Verbreitung in Vorarlberg

Wasserfrösche sind außeralpin verbreitet (CABELA et al. 2001), in Vorarlberg liegen 98 % aller Fundorte unter 500 m Seehöhe mit einem Verbreitungsschwerpunkt am Bodensee und im Rheintal. Die naturnahen Bodenseeufer sind besonders wichtig; bei geeignetem Seestand lassen sich in den Weideflächen am Rheinspitz im Rheindelta tausende Wasserfrösche beobachten. Aber auch Entwässerungsgräben werden häufig besiedelt. Aus dem Leiblachtal und dem vorderen Bregenzerwald sind zumindest vereinzelte Vorkommen bekannt (Möggers, Lingenau, Riefensberg, Buch und Egg), im Walgau wurde in den 1990er Jahren im Siedlungsgebiet von Frastanz ein wahrscheinlich ausgesetztes Exemplar beobachtet. Auch in anderen Gebieten wurden Wasserfrösche freigesetzt – so wurde beispielsweise im Faulensee in Bartholomäberg auf 1.480 m Seehöhe im Jahr 2006 ein rufender Wasserfrosch registriert. Auf mutmaßliche Aussetzungen zurückgehende Beobachtungen wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt.

Gefährdung

Da sich Wasserfrösche beliebig untereinander kreuzen können, ist die Ausbreitung des Italienischen Wasserfroschs besonders problematisch. Die Ergebnisse der 2019 durchgeführten Umwelt-DNA-Untersuchungen (GRABHER & ASCHAUER 2020) lassen vermuten, dass in Vorarlberg keine unvermischten Bestände heimischer Wasserfrösche mehr vorkommen. Allerdings kann diese Frage nicht endgültig beantwortet werden. Daher wurden Kleiner Wasserfrosch und Teichfrosch als »vom Aussterben bedroht« eingestuft. Eine zusätzliche Gefahr durch genetische Verdrängung und Konkurrenz bedeutet zudem die Ausbreitung des hier ebenfalls ursprünglich nicht heimischen Seefroschs (SCHMELLER et al. 2007).

Davon abgesehen gelten Lebensraumverluste und Gewässerbelastung durch Dünger und Biozide als wichtigste Gefährdungsfaktoren (PLÖTNER 2005). Auch die Instandhaltung von Entwässerungsgräben mit Grabenfräsen gefährdet Wasserfrösche. In siedlungsnahen Lebensräumen sind Hauskatzen problematisch, unter denen »Spezialisten« gezielt Jagd auf Wasserfrösche machen.

Handlungsbedarf

- Wie Italienische Wasserfrösche letztlich nach Vorarlberg gelangten, ist nicht restlos geklärt. DUFRESNES & DUBEY (2020) jedenfalls bewerten eine natürliche Einwanderung als unwahrscheinlich, weshalb die Art nach derzeitigem Kenntnisstand als faunenfremd anzusehen ist. Die Frage, ob in Vorarlberg in isolierten Populationen noch Wasserfrosch-Vorkommen mit ursprünglicher Artzusammensetzung existieren, kann nur durch weitere genetische Untersuchungen geklärt werden. Da bisherige Untersuchungen auf die Besiedelung des gesamten Vorarlberger Verbreitungsgebiets deuten, ist dies aber eher unwahrscheinlich. Sollten dennoch Populationen ausschließlich mit Kleinem Wasserfrosch und Teichfrosch existieren, wären diese höchst schützenswert. Die Freisetzung nicht heimischer Formen zu verhindern, hätte oberste Priorität, da sich der Vermischungsprozess nicht mehr rückgängig machen lässt.
- Es ist davon auszugehen, dass der Italienische Wasserfrosch bzw. seine Mischformen in Vorarlberg die Rolle der ursprünglichen Wasserfroschfauna weitgehend übernommen haben. Da Wasserfrösche ein wichtiger Bestandteil zahlreicher Gewässerökosysteme sind, kommt dem Schutz der Lebensräume – unabhängig vom Artstatus – große Bedeutung zu. Dies umfasst den Erhalt der Laich- und Aufenthaltsgewässer einschließlich der umgebenden Lebensräume, die Minimierung des Schadstoffeintrags in die Grabensysteme der Riedgebiete des Rheintals durch ausreichende Pufferzonen sowie den Verzicht auf den Einsatz von Grabenfräsen.
- Der Kleine Wasserfrosch wird im Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführt und gilt somit als streng zu schützende Tierart von gemeinschaftlichem Interesse.

Wissenswertes

Es war eine bahnbrechende Entdeckung, als der polnische Biologe Leszek Berger Ende der 1960er Jahre die komplizierte Vererbung der Teichfrösche entschlüsselte – die Hybridogenese (HEUSER 1972, vgl. auch TUNNER 1996). Teichfrösche sind Hybridformen, die jeweils einen Chromosomensatz ihrer beiden Elternarten Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch besitzen. Normalerweise können sich Teichfrösche nur gemeinsam mit einer ihrer Elternarten fortpflanzen, denn bei der Bildung der Keimzellen erfolgt keine Rekombination, wie wir das üblicherweise kennen. Stattdessen wird das Genom der vorhandenen Elternart komplett eliminiert, während jenes der fehlenden Elternart vollständig erhalten bleibt. So können aus Paarungen von Teichfröschen und Kleinen Wasserfröschen wieder hybride Teichfrösche entstehen, die ein klonal vererbtes Seefrosch-Genom des Teichfrosch-Elternteils und ein »normal« vererbtes Wasserfrosch-Genom besitzen. Dies bedeutet auch, dass durch die Paarung von zwei Teichfröschen Seefrösche entstehen müssten. Das ist tatsächlich so, allerdings sterben diese normalerweise vor dem Erreichen der Geschlechtsreife – vermutlich infolge der Anreicherung schädlicher Mutationen im klonal vererbten Seefrosch-Genom, das bereits seit tausenden Jahren ohne genetischen Austausch weitergegeben wird. Trotzdem existieren auch reine Teichfrosch-Populationen, in denen triploide Tiere, die drei anstelle der üblichen zwei Chromosomensätze besitzen, die Rolle der Elternart übernehmen. In Österreich wurden solche reinen Hybridpopulationen bisher allerdings nicht nachgewiesen (CABELA et al. 2001).

Abb. 71: Rasterverbreitungskarte des Wasserfrosch-Komplexes (aktuelle Rasterfrequenz: 25 %).

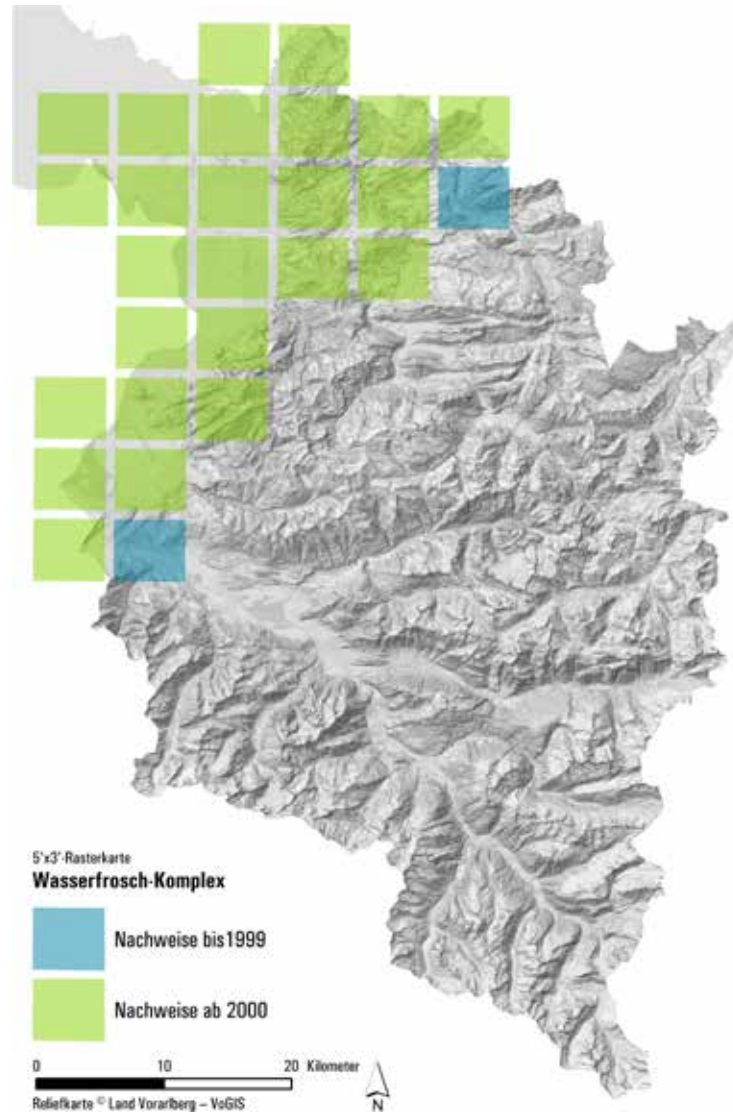
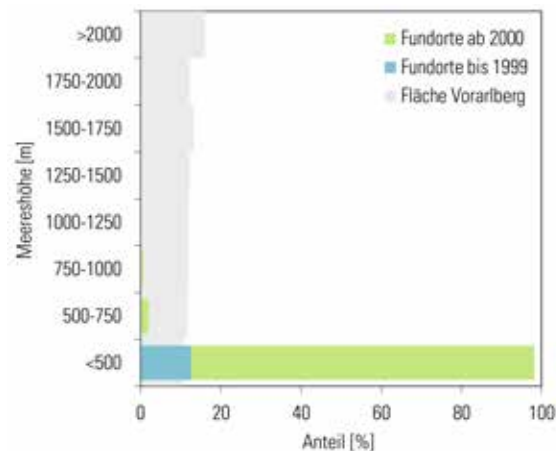


Abb. 72: Höhenverbreitung des des Wasserfrosch-Komplexes (n = 581; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



3.12 Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*):

nicht eingestuft



Abb. 73: Seefrösche sind oberseits meist olivgrün bis olivbraun gefärbt mit unregelmäßigen dunkelgrünen bis braunen Flecken (ANDRÄ et al. 2019). Viele Tiere besitzen eine helle Rückenmittellinie, die Schallblasen sind grau. Mit 12 bis maximal 15 cm Körpergröße zählt der Seefrosch zu den größten europäischen Froschlurchen (BLAB & VOGEL 2002). Von anderen Grünfröschen unterscheidet er sich akustisch durch die keckernden Paarungsrufe, die an Lachen erinnert – daher auch der wissenschaftliche Artname »ridibundus« (Foto: UMG).



Abb. 74: Im Tisner Weiher in Feldkirch lebt eine individuenstarken Seefrosch-Population (Foto: UMG).

Lebensraum

Die ursprünglichen Lebensräume des Seefroschs liegen in den Auegebieten entlang breiter Flüsse. Seefrösche bevorzugen größere, eutrophe und warme Gewässer in offenen Landschaften mit einem dichten Wasserpflanzenbewuchs, einem strukturreichen Gewässergrund und einer üppigen Ufervegetation (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1990). In Regionen, in denen der Seefrosch eingeschleppt wurde, besiedelt er jedoch fast alle Gewässertypen (VORBURGER 2003).

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Seefroschs erstreckt sich in Europa von der Nordküste des Schwarzen Meeres im Süden bis etwa in die Mitte von 58. und 59. Breitengrad im Norden sowie vom Ural-Gebirge im Osten bis zur Oberrheinischen Tiefebene im Westen (PLÖTNER 2005). Auch in den außeralpinen Regionen

Ostösterreichs ist die Art – anders als in Vorarlberg – autochthon (CABELA et al. 2001).

Lebensweise

Seefrösche halten sich während des gesamten Jahres im oder am Wasser auf und entfernen sich nur selten weit vom Ufer. Auch Ausbreitungswanderungen erfolgen vor allem entlang der Gewässer. Tagsüber sonnen sie sich häufig auf Schwimmpflanzen, auf im Wasser liegenden Stämmen und Ästen oder am Ufer, wo sie bei Gefahr schnell abtauchen können und in der dichten Unterwasservegetation oder im Schlamm Deckung finden (LAUFER et al. 2007). Während der Paarungszeit von Mitte Mai bis Ende Juni legen die Weibchen im Mittel 4.500 Eier in zahlreichen kleinen Laichballen an Wasserpflanzen ab (BERGER & UZZELL 1980). Seefrösche überwintern im Gewässer. Sie wühlen sich dazu in den Gewässerboden ein oder suchen Spalten und Höhlen in der Uferregion auf (GÜNTHER 1996). Wichtig ist eine hohe Sauerstoffkonzentration des Wassers, da Seefrösche im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Wasserfroscharten die geringste Sauerstoffbindung des Blutes aufweisen (NOPP & TUNNER 1985). Sauerstoffmangel in den Wintermonaten hat daher eine hohe Mortalität zur Folge und kann zum völligen Erlöschen einer Population führen (vgl. BERGER 1982). Durch Paarungen nicht heimischer Seefrösche mit autochthonen Grünfröschen können allerdings mitochondriale Erbanlagen – darunter auch Gene, die für eine höhere Toleranz gegenüber sauerstoffarmen Gewässern sorgen – auf Seefrösche übertragen werden (PLÖTNER et al. 2008). Möglicherweise führt dies dazu, dass Seefrösche bei uns auch in vergleichsweise sauerstoffarmen Gewässern überwintern können (ANDRÄ et al. 2019).

Verbreitung in Vorarlberg

In Vorarlberg waren Seefrösche ursprünglich nicht heimisch. Vorkommen wurden erstmals im Jahr 1982 in Schotterteichen in der »südlichen Rheinebene« dokumentiert (TEUFL & SCHWARZER 1984a). Herbert Wust beobachtete 1992 rufende Seefrösche in den Baggerseen in den Alten Rüttenen in Feldkirch, deren Bestand sich in den Folgejahren zu einem größeren Rufchor entwickelte und sich zunehmend in der Umgebung etablierte (WUST 1996). In Liechtenstein vervierfachten sich die Vorkommen des Seefroschs im Zeitraum 1995 bis 2010, auch die Populationsgrößen stiegen stark an (KÜHNIS 2011). Ausgehend vom südlichen Rheintal hat sich die Art inzwischen bis an den Bodensee und in den unteren Walgau ausgebreitet (GRABHER et al. 2015). Große Rufchöre konzentrieren sich auf Gebiete abseits des Bodensees, vom Alten Rhein in Lustenau bis zu den Sattinser Baggerseen im Walgau. Im nördlichen Rheintal sind zwar immer wieder einzelne Rufer zu hören, die individuenstarken Grünfrosch-Populationen werden jedoch nach wie vor von anderen Wasserfroschformen dominiert. Möglicherweise hängt dies mit den enormen Populationsgrößen der angestammten Grünfrösche zusammen, oder aber die

großflächigen Lebensräume ermöglichen eine längere Koexistenz (LEUENBERGER et al. 2014). Seefrösche bevorzugen in Mitteleuropa tiefe Lagen (LAUFER et al. 2007), in Vorarlberg liegen alle Fundorte unter 500 m Seehöhe.

Handlungsbedarf

Josef ZOLLER (1983) verwies bereits vor Jahrzehnten auf die problematische Ausbreitung des Seefroschs im Alpenrheintal. Seefrösche paaren sich mit anderen Grünfröschen und verdrängen diese genetisch (VORBURGER & REYER 2003). Vor allem aber sind sie konkurrenzstarke Prädatoren. Untersuchungen in Spanien und Frankreich zeigen, dass die Verdrängung der dort heimischen Amphibienfauna vor allem eine Folge des raschen Wachstums und der Langlebigkeit des Seefroschs ist, verbunden mit einer hohen Reproduktionsrate (SCHMELLER et al. 2007). Seefrösche fressen, was sie überwältigen können und verschmähen selbst große Beute wie andere Frösche oder Fische nicht (ANDRÄ et al. 2019). Im Gegensatz zu anderen heimischen Froscharten fressen sie auch unter Wasser (MEYER et al. 2014). Es gibt Hinweise, dass Seefrösche sommeraktive Amphibien wie Laubfrosch oder Kammolch zum Verschwinden bringen können (KÜHNIS 2006a). Neben dem Lebensraumverlust ist die Ausbreitung des Seefroschs daher ein wesentlicher Gefährdungsfaktor für seltene Amphibienarten im Rheintal.

- Ein gezieltes Monitoring ist besonders in Regionen wichtig, in denen der Seefrosch noch nicht die dominierende Grünfroschform darstellt, sowie in den Verbreitungszentren seltener Arten: Kenntnis der Ausbreitung und Bestandsentwicklung des Seefroschs ist wichtig, um die Folgen für gefährdete Arten abschätzen zu können.
- Die aktive Bekämpfung von Seefröschen als invasives Neozoon ist nicht realistisch. Wichtig ist deshalb, geeignete Habitate für bedrohte Amphibien gezielt zu fördern. Dies sind in erster Linie temporäre Flachgewässer, die den Lebensraumsprüchen des Seefroschs wenig entgegenkommen.

Wissenswertes

Seefrösche wurden entweder an Fischteichen ausgesetzt oder gelangten über die Ostschweiz nach Vorarlberg (TEUFL & SCHWARZER 1984a). Auch in der Schweiz und in Liechtenstein ist die Art bzw. der Artkomplex (vgl. DUFRESNES et al. 2018) nicht autochthon – sämtliche stabilen Seefroschpopulationen gehen auf Tiere südosteuropäischer und anatolischer Herkunft zurück (PLÖTNER 2005), die ursprünglich zur Froschschenkelproduktion eingeführt wurden und sich zunächst vor allem in der Westschweiz ausgebreitet haben (SCHMIDT & ZUMBACH 2005, vgl. auch DUFRESNES et al. 2018). 1995 wurden über 60 Tonnen lebender Frösche in die Schweiz importiert (HOFER-POLIT 1998). Heute haben sich in Europa vielerorts allochthone Populationen des Seefroschs etabliert.

Abb. 75: Rasterverbreitungskarte des Seefroschs (aktuelle Rasterfrequenz: 14 %).



Abb. 76: Höhenverbreitung des Seefroschs (n = 80; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



4 Reptilien in Vorarlberg

4.1 Westliche Blindschleiche (*Anguis fragilis*):

Gefährdung droht



Abb. 77: Blindschleichen sind braun bis grau gefärbt und werden bis zu 45 cm lang. Im Gegensatz zu Schlangen besitzen sie bewegliche Augenlider und fallen durch ihre langsame und »starre« Fortbewegung auf (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Dietmar Huber).

Abb. 78: Die etwa 7 bis 9 cm langen Jungtiere der Blindschleiche sind silbergrau bis gelblich gefärbt und besitzen einen schwarzen Längsstrich am Rücken (Blab & Vogel 2002) (Foto: Saxifraga - Edo van Uchelen).

Lebensraum

Die Westliche Blindschleiche nutzt eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate und meidet nur sehr trockene oder sehr feuchte Lebensräume sowie vegetationsarme Standorte (MEYER 2020). Optimal sind offene bis halboffene Landschaften mit deckungsreicher Krautvegetation, ausreichender Bodenfeuchtigkeit und zahlreichen Versteckmöglichkeiten (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996, ANDRÄ et al. 2019). Diese Anforderungen erfüllen lichte Wälder ebenso wie abwechslungsreiche Kulturlandschaften mit einer hohen Struktur- und Nutzungsvielfalt. Subalpine und alpine Habitate sind durch ein Mosaik von Gehölzen, Lichtungen, Felsbereichen, offenen Wiesen und Weiden charakterisiert (VÖLKL & ALFERMANN 2007). Auch Siedlungsgebiete mit naturnahen Gärten bieten geeignete Lebensräume (MEYER 2020).

Lebensweise

Blindschleichen leben sehr versteckt und halten sich nur selten im offenen Gelände auf, da sie relativ niedrige Umgebungstemperaturen von durchschnittlich 23 °C bevorzugen – deutlich niedriger als andere europäische Reptilien (VÖLKL & ALFERMANN 2007). Sie suchen häufig die Umgebungswärme in mikroklimatisch günstigen Verstecken, beispielsweise unter Rinde, Holzbrettern oder Steinen (ANDRÄ et al. 2019). Die Weibchen gebären meist jedes zweite Jahr acht bis zwölf fertig entwickelte Jungtiere. Mit spitzen, zurückgebogenen Zähnen sind Blindschleichen hervorragend an ihre Beute angepasst, die zu über 90 % aus Nacktschnecken und Regenwürmern besteht (VÖLKL & ALFERMANN 2007, DELY 1981). Westliche Blindschleichen sind nicht territorial, dennoch gelten sie als ausgesprochen standorttreu: Die Aktionsradien erwachsener Tiere umfassen häufig nur 30 bis 50 m (VÖLKL & ALFERMANN 2007). Obwohl Blindschleichen im Sommer meist Einzelgänger sind, werden Verstecke und Winterquartiere oft von mehreren Tieren gemeinsam genutzt (PETZOLD 1995).

Verbreitung in Vorarlberg

Das Verbreitungsgebiet in Vorarlberg erstreckt sich vom Bodensee bis in alpine Regionen, die meisten Beobachtungen jedoch wurden unter 1.000 m Seehöhe erbracht. Der höchste Nachweis stammt vom 2.300 m hohen Schwarzhornsattel in Tschagguns. Geeignete Lebensräume finden sich vor allem in den struktureicheren Landschaften der Talflanken, während der intensiv genutzte Talboden lückiger besiedelt ist. Auch großflächige Riedlandschaften scheint die Art zu meiden bzw. nur vereinzelt zu besiedeln: Beobachtungen im Rheindelta beschränken sich bislang auf die Aulandschaft an der Rheinmündung sowie die Auwälder am Rheinspitz.

Gefährdung

Die Siedlungsdichte ist in strukturalmen und intensiv genutzten Landschaften meist gering. Zudem ist die vom Menschen verursachte Mortalität bei der Blindschleiche durch eine Vielzahl an

Gefährdungsfaktoren größer als bei anderen heimischen Reptilien (VÖLKL & ALFERMANN 2007): Große Verluste fordert die Mahd von Wiesen, Weg- und Straßenrändern – vor allem durch tief gestellte Mähgeräte und den Einsatz von Kreiselmäherwerken und Schlegelmulchern. Schächte, Gullys, Betonbecken und Abflussrinnen sind tödliche Fallen; Bordsteinkanten von 15 cm Höhe sind für Blindschleichen nahezu unüberwindbar, die Tiere bleiben auf der Straße gefangen, wo sie an Überhitzung sterben oder dem Verkehr zum Opfer fallen. Die auf glattem Untergrund langsamen Reptilien werden oft überfahren, nicht nur auf Straßen, auch auf Radwegen. Im Siedlungsraum dezimieren Hauskatzen die Bestände. Schädlingsbekämpfungsmittel und die Vergiftung von Nacktschnecken bedrohen auch Blindschleichen. Nicht zuletzt werden auch heute immer noch Exemplare getötet, weil sie mit Schlangen verwechselt werden (VÖLKL & ALFERMANN 2007, LAUFER et al. 2007).

Handlungsbedarf

- Generell ist die Erhaltung bzw. Entwicklung struktureicher Lebensräume die wichtigste Artenhilfsmaßnahme. Einfach, aber wirkungsvoll ist beispielsweise die Anlage von Totholz- und Steinhäufen in strukturalmen Landschaften. Trockensteinmauern werden ebenfalls häufig von Blindschleichen besiedelt.
- In Gärten und Grünanlagen ist der Verzicht auf Pestizideinsatz wichtig.
- Da Blindschleichen besonders häufig der Wiesenmahd zum Opfer fallen, sind tierschonende Mähtechniken wichtig – insbesondere hoch eingestellte Mähwerke.
- Die Reduktion der Habitatisolation durch Biotopverbundmaßnahmen wirkt sich positiv auf die Populationsgenetik aus (VÖLKL & ALFERMANN 2007). Da selbst Bordsteinkanten und Abflussrinnen unüberwindbare Hindernisse darstellen können, ist die fragmentierende Wirkung von Straßen und Wegen bei der Planung verstärkt zu berücksichtigen.

Wissenswertes

Blindschleichen sind farbenblind und können auch Graustufen nur schlecht unterscheiden (MUSLOFF 1955 zit. in PETZOLD 1995). Für die innerartliche Kommunikation und die Nahrungssuche sind Geruchs- und Tastsinn wichtig (DELY 1981, LAUFER et al. 2007). Die Bezeichnung Blindschleiche hat dennoch nichts mit dem Sehvermögen zu tun, sondern leitet sich von der althochdeutschen Bezeichnung »blind« – blenden, schimmern oder glänzen – ab und bezieht sich auf den Glanz, der durch die glatte Beschuppung entsteht (ALFERMANN 2017).

Abb. 79: Rasterverbreitungskarte der Westlichen Blindschleiche (aktuelle Rasterfrequenz: 69 %).

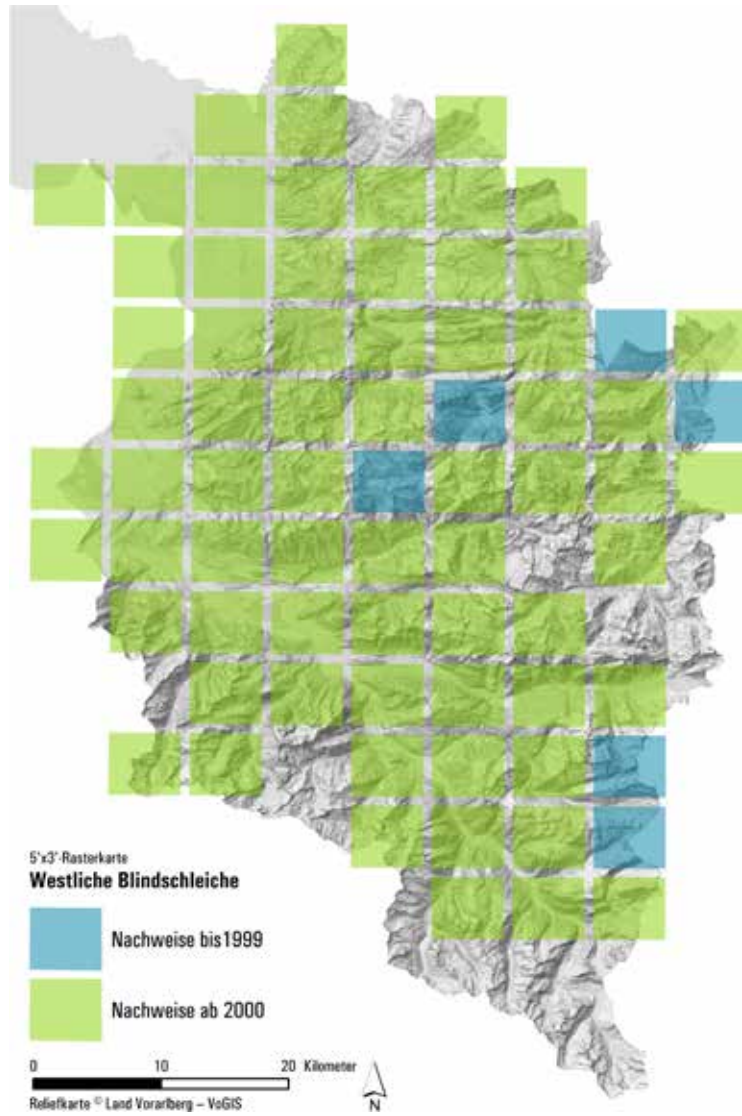
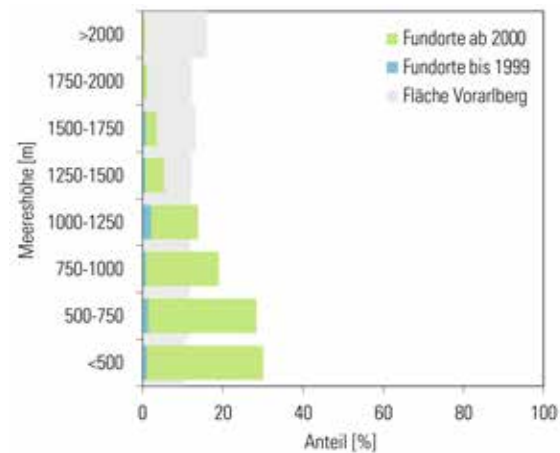


Abb. 80: Höhenverbreitung der Westlichen Blindschleiche (n = 661; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



4.2 Zauneidechse (*Lacerta agilis*): gefährdet



Abb. 81: Zauneidechsen erreichen eine Körperlänge von 22 cm, selten 27 cm, wobei etwa die Hälfte auf den Schwanz entfällt. Kennzeichnend sind die Augenflecken mit weißer Mitte und dunklem Rand an den Flanken und

auf dem Rücken. Der Rücken zeigt zusätzlich zwei helle Längsstreifen. Zur Paarungszeit sind die Männchen an den Körperseiten leuchtend grün gefärbt (BLAB & VOGEL 2002). In dieser Zeit verteidigen sie ein Revier. Treffen gleich starke Gegner aufeinander, kommt es zu Kommentkämpfen, auch das Paarungsverhalten selbst ist stark ritualisiert (vgl. WEYRAUCH 2005) (Foto: UMG).



Abb. 82: Vier bis sechs Wochen nach der Paarung legen die Weibchen die Eier. Sie werden im sandigen Boden vergraben oder unter gut besonnte, flache Steine gelegt. Abhängig von der Temperatur schlüpfen die Jungtiere nach ein bis zwei Monaten (MEYER et al. 2014) (Foto: Eduard Hämmerle).



Abb. 83: Beim Schlüpfen sind Zauneidechsen 4,5 bis 6,5 cm lang. Meist erreichen sie nach der zweiten Überwinterung die Geschlechtsreife (BLANKE 2010) (Foto: UMG).

Lebensraum

Charakteristische Lebensräume der Zauneidechse sind sonnenexponiert und durch den kleinräumigen Wechsel unterschiedlich hoher und dichter Vegetation sowie vegetationsfreier Stellen strukturreich. Für die Thermoregulation sind große Temperaturgradienten auf kleinem Raum wichtig. Neben einem ausreichenden Angebot an Sonnenplätzen sind Eiablageplätze aus lockerem, nicht zu trockenem und gut dräniertem Bodensubstrat wichtig. Häufig sind Zauneidechsen in Grenz- und Übergangsbiotopen zu finden, beliebt sind Altgrasbestände aus dem Vorjahr. Waldränder, Magerrasen mit eingestreuten Gehölzen, Wegböschungen, Dämme, Ruderal- und Schuttflächen zählen zu den typischen Lebensräumen. Auch naturnahe Gärten und Grünanlagen im Siedlungsraum bieten geeignete Habitate, allerdings verhindert hier die Prädation durch Katzen meist eine dauerhafte Ansiedlung (BLANKE 2010, LAUFER et al. 2007, ANDRÄ et al. 2019).

Lebensweise

Zauneidechsen sind ausgesprochen standorttreu und tagaktiv – im Frühjahr und Herbst vor allem um die Mittagszeit, an heißen und strahlungsintensiven Sommertagen hauptsächlich in den Vormittags- und Nachmittagsstunden. Die Weibchen legen im Mai oder Juni fünf bis vierzehn weichschalige Eier in eine Grube in lockerem Bodensubstrat, aus denen sechs bis acht Wochen

später die Jungtiere schlüpfen. Diese sind im Herbst länger aktiv als erwachsene Eidechsen, die Mitte September meist schon ihre Winterquartiere aufgesucht haben (BLANKE 2010, BISCHOFF 1984, LAUFER et al. 2007). Bei Gefahr können Zauneidechsen, wie Blindschleichen, Mauer- und Bergeidechsen, einen Teil ihres Schwanzes abwerfen, um Feinde abzulenken. Das fehlende Schwanzstück wächst wieder nach, zeigt aber eine andere Struktur, Farbe und Größe (LAUFER et al. 2007).

Verbreitung in Vorarlberg

90 % der Fundorte liegen unter 1.000 m Seehöhe, besonders häufig kommt die Zauneidechse bis etwa 750 m Seehöhe vor. Die höchstgelegenen Fundorte reichen bis etwa 1.400 m, bemerkenswert sind Vorkommen bis in den niederschlagsreichen hinteren Bregenzerwald (Schopperrau). Hohe Siedlungsdichten werden vor allem in Magerwiesen und Magerweiden beobachtet. Im intensiv genutzten Talraum zählen Strukturen wie extensiv genutzte Straßenböschungen, Dämme oder auch Grabenränder zu den wichtigsten Lebensräumen. Wenn diese linearen Vernetzungselemente fehlen, ist die Zauneidechse nur lokal verbreitet (vgl. auch ZAHN & ENGELMAIER 2006). Dies gilt auch für die großen Riedlandschaften wie das Rheindelta (ASCHAUER & GRABHER 2017).

Gefährdung

Obwohl die Zauneidechse nach wie vor relativ weit verbreitet ist, scheinen die Bestände insgesamt rückläufig. Insbesondere Siedlungs- und Landwirtschaftsgebiete sind oft nicht oder nur sehr lückig besiedelt. Im Rheintal deutet sich zudem ein Verdrängungsprozess durch die ursprünglich hier nicht heimische Mauereidechse an. Dies lassen beispielsweise Beobachtungen am rechten Rheindamm an der Mündung des Neuen Rheins in den Bodensee (ASCHAUER & GRABHER 2017) oder an manchen Abschnitten der Eisenbahnlinie vermuten, wo in ehemaligen Zauneidechsen-Lebensräumen heute nur noch Mauereidechsen beobachtet werden. Weitere Gefährdungsfaktoren sind die Verluste von Randstrukturen und Sonderstandorten sowie Nutzungsintensivierung generell oder auch Nutzungsaufgabe von landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen. Flächenhafter Einsatz von Bioziden kann sich über ein vermindertes Nahrungsangebot auswirken (PETERSEN et al. 2004), Herbizide können vermutlich auch zu Missbildungen an Füßen führen (HAHN-SIRY 1996 zit. in LAUFER et al. 2007). Im Siedlungsraum sind oft hohe Dichten an Hauskatzen verantwortlich für das Verschwinden der Zauneidechse (z. B. am Ardetzenberg in Feldkirch, H. Wust mündl.). Schon kleine Barrieren beeinträchtigen den Austausch zwischen den Populationen dieser wenig dispersiven Art (BAHL et al. 1997); an Bahnlinien wirken Lärmschutzwände negativ (MAYER et al. 2014).

Handlungsbedarf

- Wichtigste Artenschutzmaßnahme ist die Erhaltung strukturreicher und vielfältiger Kulturlandschaften sowie die gezielte Pflege und Aufwertung potenzieller Lebensräume (vgl. RÖÖSLI & MEYER 2018). Besonders geeignete und leicht zu schaffende Strukturen sind Asthaufen (ZAHN 2017).
- Zauneidechsen gelten als sehr ortstreu (BLANKE & VÖLKL 2015), eine gute Vernetzung der Populationen ist daher besonders wichtig. Nach MÄRTENS & STEPHAN (1997) muss eine isolierte Population 500 erwachsene Tiere umfassen, um langfristig überlebensfähig zu sein; dies erfordert eine Fläche von 7,5 ha (LAUFER 2014). Die naturnahe Pflege von Dammböschungen, Graben- und Wegrändern und der Einsatz tierschonender Mähtechniken fördern die Vernetzung.
- Ein Monitoring in Lebensräumen, in denen sich die Mauereidechse ausbreitet, verbessert das Wissen über die Konkurrenz von Zaun- und Mauereidechse und ist Voraussetzung für gezielte Schutzmaßnahmen: Großflächig vegetationslose Strukturen begünstigen vermutlich die Ausbreitung des Neozoons Mauereidechse auf Kosten der Zauneidechse.
- Als Art des Anhangs IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zählt die Zauneidechse zu den streng zu schützenden Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse und ist EU-weit geschützt. Sind durch Vorhaben Zauneidechsen-Vorkommen betroffen, ist häufig die Vergrämung der Tiere aus dem Baufeld, teilweise auch eine Umsiedlung in neu geschaffene Lebensräume erforderlich (vgl. LAUFER 2014, PESCHEL et al. 2013).

Wissenswertes

Zauneidechsen werden regelmäßig von Zecken befallen – nicht nur von Larven und Nymphen, sondern auch von den Imagines des Gemeinen Holzbocks, die normalerweise an Säugetieren parasitieren. Interessanterweise werden Männchen meist stärker befallen als Weibchen, auch ältere und größere Tiere sind stärker betroffen als jüngere und kleinere Individuen (BLANKE 2010).

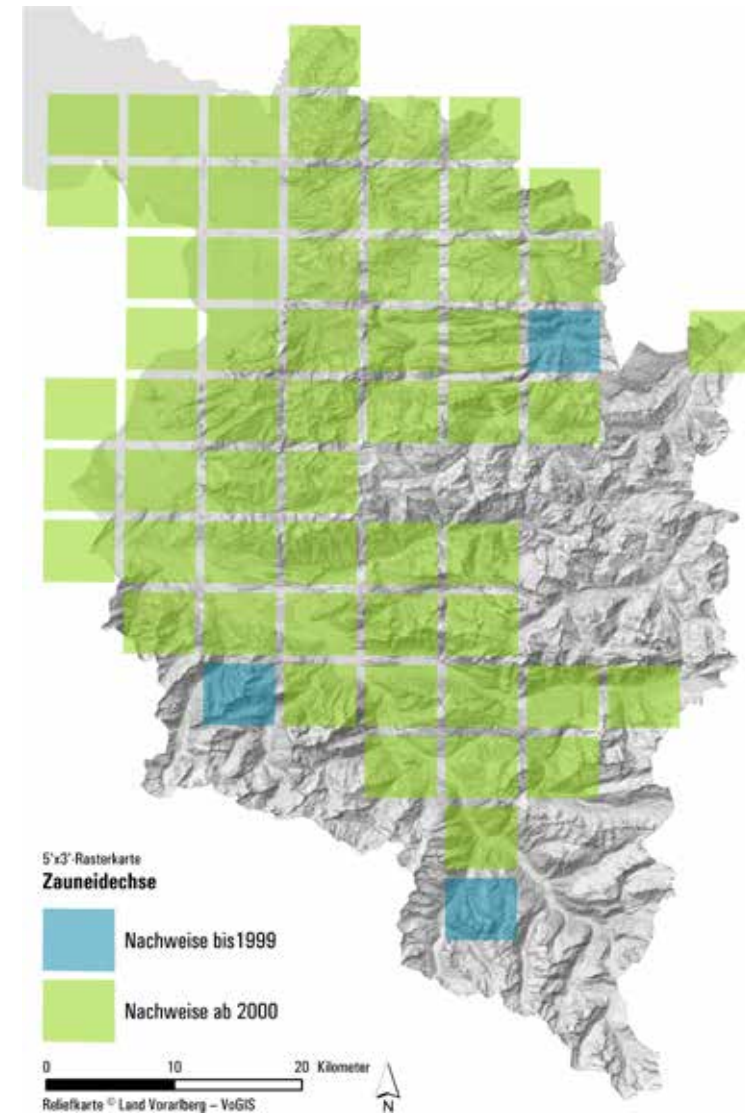


Abb. 84: Rasterverbreitungskarte der Zauneidechse (aktuelle Rasterfrequenz: 58 %).

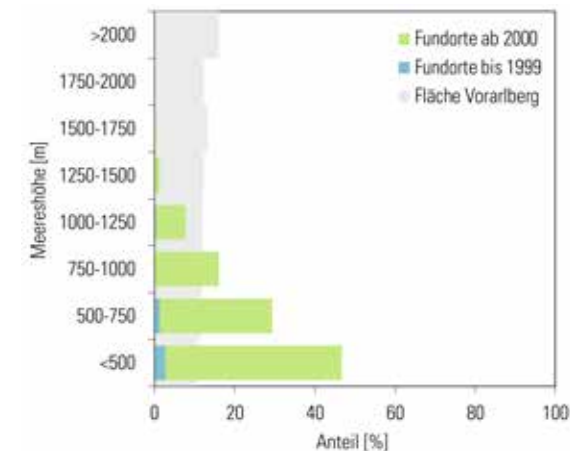


Abb. 85: Höhenverbreitung der Zauneidechse (n = 906; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

4.3 Mauereidechse (*Podarcis muralis*):

nicht eingestuft



Abb. 86: Mauereidechsen werden maximal 19 cm lang, davon entfallen etwa zwei Drittel auf den Schwanz. Die Färbung variiert je nach Herkunft, Alter und Geschlecht von hell- bis mittelbraun und grau, manchmal mit rötlichen und grünlichen Schattierungen (ANDRÁ et al. 2019). Die dunkleren Flanken sind meist durch helle Längsstreifen zum Rücken und Bauch abgesetzt. In der Rückenmitte zeigt sich ein dunkler Rückenstreifen oder eine dunkle Fleckenreihe. Besonders bei Männchen sind die Längsstreifen häufig zu einem Netzmuster aufgelöst (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: UMG).



Abb. 87: Wie andere Eidechsen auch können Mauereidechsen bei Gefahr ihren Schwanz an vorgebildeten Bruchstellen abwerfen. Der Schwanz wächst wieder nach, das Regenerat unterscheidet aber sich in Form, Färbung und Beschuppung (SCHULTE 2008) (Foto: UMG).



Abb. 88: Der Biss des Männchens am Schwanzende, an der Schwanzwurzel oder in der Flankengegend des Weibchens ist ein Element des Paarungsrituals der Mauereidechse (SCHULTE 2008) (Foto: UMG).

Lebensraum

Die Mauereidechse ist eine südeuropäische Art, die in Mitteleuropa nur sonnige und trockenwarme Standorte besiedelt. In Deutschland gilt sie als Charakterart der Weinberge (BLAB & VOGEL 2002). Auch in Österreich sind autochthone Vorkommen auf trockenwarme Lebensräume mit Jahreswärmesummen über 9 °C und mittleren Jahresniederschlagsmengen unter 1.000 mm beschränkt (CABELA et al. 2001). Vorarlberg zählt nicht zum natürlichen Verbreitungsgebiet. Im Alpenrheintal haben sich Mauereidechsen seit dem ersten Nachweis im Jahr 1945 in Malans (Graubünden) jedoch stark ausgebreitet (KÜHNIS & SCHMOCKER 2008). Typische Lebensräume sind kleinräumig strukturierte Gesteins- und Felshabitate, südexponierte Trockenhänge, Geröllhalden, Mauern, Bahndämme, Straßenböschungen, Steinbrüche und Kiesgruben. Neben Sonnenplätzen und Versteckmöglichkeiten sind Jagdhabitats mit reichlichem Nahrungsangebot, vor allem Arthropoden, wichtig (BLAB & VOGEL 2002, LAUFER et al. 2007).

Lebensweise

Mauereidechsen sind sehr mobil und können hervorragend klettern – als einzige mitteleuropäische Eidechsenart auch senkrechte Mauern abwärts (BLAB & VOGEL 2002). Und obwohl territorial, werden die zahlreichen Verstecke oft von mehreren Tieren gemeinsam genutzt. Die Weibchen legen zwei bis zehn mattweiße

und pergmanentschalige Eier in selbst gegrabene Höhlen, Mauerspalten oder unter Steine. Nach sechs bis elf Wochen schlüpfen die Jungtiere (LAUFER et al. 2007, GRUSCHWITZ & BÖHME 1986, GÜNTHER 1996). Mauereidechsen gewöhnen sich rasch an die Anwesenheit von Menschen, insbesondere an stark frequentierten Standorten erscheinen sie nach einer kurzen Flucht schnell wieder und lassen sich problemlos beobachten. Bei entsprechenden Temperaturen verlassen die Tiere manchmal sogar im Winter ihr Quartier, um sich für ein paar Stunden zu sonnen (MEYER et al. 2014).

Verbreitung in Vorarlberg

Die Vorkommen der Mauereidechse in Vorarlberg gehen auf ausgesetzte oder eingeschleppte Tiere zurück. Die ersten Populationen etablierten sich am Ardetzenberg in Feldkirch, wo die Beobachtungen bis in die erste Hälfte der 1990er Jahre zurückreichen (WUST 2010a), und am Liebfrauenberg in Rankweil. Beide Vorkommen sind der Unterart *Podarcis muralis maculiventris* zuzuordnen. Die Tiere aus Feldkirch zählen zur Venetien-Linie, die in der östlichen Poebene, in Venetien und Istrien verbreitet ist, während die Population in Rankweil auf die Südalpen-Linie zurückgeht, die im westlichen Oberitalien, den Südalpen und im Inntal verbreitet ist (SCHWEIGER et al. 2015, SCHULTE et al. 2011). Inzwischen haben sich an weiteren Standorten große Populationen etabliert, beispielsweise an der Neuen Rheinmündung oder im Areal des Güterbahnhofs Wolfurt. Vorkommen sind von Lochau bis in den Walgau bekannt. Der südlichste Nachweis stammt aus Schlins, wo die Art an der Autobahn beobachtet wurde. Allochthone Mauereidechsen-Populationen etablieren sich häufig an Bahnlinien (SCHULTE & DEICHSEL 2015) und können sich hier jährlich bis zu 500 m ausbreiten (SCHULTE et al. 2013a). Auch in der Nähe von Gärtnereien und anderen Gewerbebetrieben, die Pflanzen- oder Materiallieferungen aus dem Verbreitungsgebiet der Mauereidechse erhalten, finden sich immer wieder Vorkommen. Beobachtungen deuten darauf hin, dass Gelege mit Kübelpflanzen verschleppt werden, aus denen Jungtiere schlüpfen (MEYER et al. 2015). In Liechtenstein hat sich die Mauereidechse insbesondere am Rheindamm nahezu flächendeckend ausgebreitet (KÜHNIS & MÜLLER 2015). In Vorarlberg sind Mauereidechsen inzwischen an den Rheindämmen auch abseits des Bodensees verbreitet, beispielsweise zwischen Illmündung und Frutzmündung.

Handlungsbedarf

Auch wenn immer wieder von einer länger andauernden Koexistenz berichtet wird, kann die Ausbreitung gebietsfremder Mauereidechsen zu starken Bestandsrückgängen bei Zauneidechsen führen (MÜNCH 2001, SCHULTE 2009). Dieser Verdrängungsprozess erfolgt meist in weniger als zehn Jahren. Möglicherweise ist dabei nicht nur die Konkurrenz um Verstecke, Sonnenplätze und Nahrung, sondern auch die Erbeutung juveniler Zauneidechsen

durch Mauereidechsen von Bedeutung (BLANKE & LORENZ 2019). An der Neuen Rheinmündung im Rheindelta sind heute lange Dammabschnitte, an denen einst Zauneidechsen beobachtet wurden, ausschließlich von Mauereidechsen besiedelt (ASCHAUER & GRABHER 2017). Die Ausbreitung der Mauereidechse ist somit problematisch, zumal sie als anpassungsfähige Art insbesondere entlang linearer Strukturen mit xerothermen Standortbedingungen wie Bahntrassen, Autobahn- oder Flussböschungen rasch neue Gebiete erobern kann (KÜHNIS & SCHMOCKER 2008). Große klimatische Toleranz, lange Aktivitätsperiode, relativ geringer individueller Raumanspruch, schnelles Wachstum und frühe Geschlechtsreife sind Faktoren, die eine erfolgreiche Etablierung außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsareals begünstigen (SCHULTE 2008). Zudem überlappen sich die ökologischen Nischen von Zaun- und Mauereidechsen stark (SCHULTE et al. 2015, HEYM et al. 2013). In kühleren bzw. niederschlagsreicheren Regionen sind die Lebensräume der Mauereidechse fast immer steinig oder felsig (MEYER et al. 2014), deshalb sind eingeschleppte Mauereidechsen häufig ein städtisches Phänomen (ANDRÄ et al. 2019).

- Ein Monitoring der Bestandsentwicklung und der Ausbreitung der Mauereidechse erweitert auch das Wissen zum Schutz der autochthonen Zauneidechse.
- Eine Bestandsregulierung allochthoner Mauereidechsen, beispielsweise durch Wegfangen, ist wohl nicht realistisch (SCHULTE et al. 2011). Es sind aber zumindest alle Maßnahmen zu vermeiden, die Mauereidechsen fördern, beispielsweise die Schaffung großflächig vegetationsfreier Steinstrukturen in Zauneidechsenlebensräumen, die Umsiedlung von Mauereidechsen im Rahmen von Bauprojekten oder Pflegemaßnahmen, die Lebensräume von Mauereidechsen optimieren (BLANKE & LORENZ 2019).
- Die Mauereidechse wird in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführt und ist somit EU-weit streng geschützt. Dieser Schutz bezieht sich jedoch ausschließlich auf das natürliche Verbreitungsgebiet. Allochthone Vorkommen und somit die Vorkommen in Vorarlberg sind nicht durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geschützt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007, vgl. auch BLANKE & LORENZ 2019).

Wissenswertes

Färbung und Zeichnung der Mauereidechse, die von Nordspanien bis zum südlichen Balkan verbreitet ist, variieren nach Herkunft, Geschlecht und Alter (ANDRÄ et al. 2019). Rund 30 Unterarten wurden beschrieben. Da sich diese meist nur in der Zeichnung und Beschuppung unterscheiden, gelten allerdings viele als nicht anerkannt (KWET 2005). Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass sich die Art in 21 Linien gliedert, die sich zu vier Hauptgruppen zusammenfassen lassen (SCHULTE 2008).

Abb. 89: Rasterverbreitungskarte der Mauereidechse (aktuelle Rasterfrequenz: 12 %).

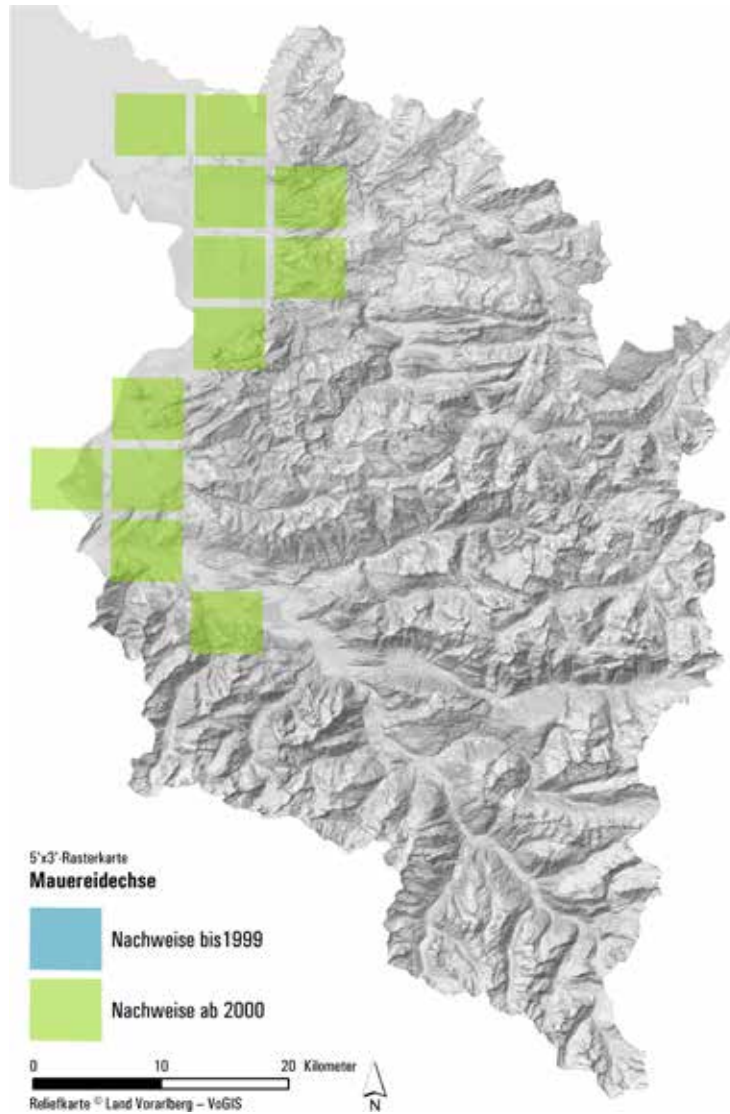
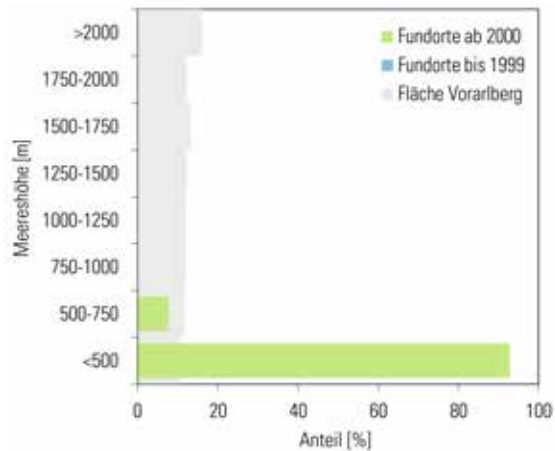


Abb. 90: Höhenverbreitung der Mauereidechse (n = 121; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



4.4 Bergeidechse (*Zootoca vivipara*):

Gefährdung droht



Abb. 91: Bergeidechsen erreichen eine maximale Körperlänge von 16 cm. Bei brauner Grundfärbung sind die Flanken dunkler als der Rücken. Sowohl die Seiten als auch der Rücken weisen helle und dunkle Flecken und Fleckenreihen auf. Meist ist eine dunkle Linie in der Rückenmitte erkennbar. Die Schwanzlänge beträgt bis zu zwei Drittel der Körperlänge (BLAB & VOGEL 2002). Im Bild ein trächtiges Weibchen beim Sonnenbaden (Foto: Friedrich Böhringer – CC BY-SA 2.5).

Abb. 92: Bergeidechsen flüchten oft ins Wasser und können fast 20 min lang untertauchen (THIESMEIER 2013) (Foto: UMG).

Abb. 93: Bei der Geburt sind Bergeidechsen 3 bis 4 cm lang (GÜNTHER 1996). In höheren Regionen gebären die Weibchen im Durchschnitt mehr Jungtiere (RUF 1992 zit. in THIESMEIER 2013). Die Anzahl korreliert zudem auch mit der Größe der Weibchen und liegt meist in einer Größenordnung von fünf bis acht, manchmal aber auch über zehn Jungtieren, die an geeigneten Stellen, beispielsweise unter Moos, abgesetzt werden (THIESMEIER 2013) (Foto: UMG).

Lebensraum

Die Bergeidechse, auch Waldeidechse oder Mooreidechse, lebt in bodenfeuchten Lebensräumen mit deckungsreicher Vegetation. Wichtig sind Sonnenplätze und zahlreiche Versteckmöglichkeiten. Diese Bedingungen bieten Waldlichtungen und -ränder, lichte Wälder, Weideflächen und Moore (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007, ANDRÄ et al. 2019). Mit zunehmender Seehöhe werden die Habitate offener und sonniger (THIESMEIER 2013). In alpinen Regionen sind Bergeidechsen in der Krummholz- und Zwergstrauchzone sowie auf Alpflächen weit verbreitet (CABELA et al. 2001).

Lebensweise

In den Tal- und unteren Gebirgslagen verlassen Bergeidechsen ihre Winterquartiere im März oder April, im Hochgebirge werden sie erst im Mai oder Juni aktiv. Im Gegensatz zur Zauneidechse ist die lebendgebärende Bergeidechse nicht auf Eiablageplätze mit günstigen Feuchtigkeits- und Temperaturverhältnissen angewiesen, sondern kann aktiv durch ausgiebiges Sonnenbaden geeignete Temperaturbedingungen für die Entwicklung der Jungtiere schaffen und dadurch auch kühle Lebensräume besiedeln (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Im Talraum ist die Art selbst an warmen Novembertagen aktiv (z. B. am 25.11.2006 im Wolfurter Ried). Bergeidechsen sind in der Lage, neu entstandene Lebensräume, beispielsweise Windwurfflächen, rasch zu besiedeln (VÖLKL 1991a). Da nicht territorial, erreichen sie in optimalen Lebensräumen erstaunlich hohe Individuendichten: Im Berner Oberland wurden in Abhängigkeit vom Ressourcenangebot des Lebensraums bis zu 500 Tiere pro Hektar ermittelt (MEYER et al. 2014).

Verbreitung in Vorarlberg

Die Bergeidechse hat das größte Verbreitungsgebiet aller Reptilien weltweit (THIESMEIER 2013), auch in Vorarlberg ist sie die am weitesten verbreitete Reptilienart. Nachweise existieren unmittelbar vom Bodenseeufer im Rheindelta bis in alpine Regionen. Der höchstgelegene Fund stammt vom Liechtensteiner Höhenweg im Nenzinger Himmel auf etwa 2.300 m Seehöhe. Beobachtungen im Talraum beschränken sich jedoch auf die Riedgebiete zwischen Bodensee und Frastanz. Auch vom Gasserplatz in Göfis ist eine große Population dokumentiert (HUBER & AMANN 2003), die von einem Windwurf profitiert hat. Mit zunehmender Wiederbewaldung gingen die Bestände hier allerdings wieder zurück. Die meisten Nachweise stehen jedoch aus höheren Lagen zur Verfügung. Hier besiedeln Bergeidechsen unterschiedlichste Lebensräume und erreichen auch auf vergleichsweise trockenen und südexponierten Alpweiden wie im Lecknertal beachtliche Siedlungsdichten.

Gefährdung

Trotz weiter Verbreitung sind auch Bergeidechsen von der Degradierung ihrer Lebensräume betroffen: Zuwachsen von Waldlichtungen, Beseitigung von Waldsäumen, Feldgehölzen und Hecken, Nutzungsintensivierung oder auch Nutzungsaufgabe von Grenzertragsstandorten sind wesentliche Veränderungen, die zum schleichenden Bestandsrückgang beitragen (vgl. GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007, THIESMEIER 2013, ANDRÄ et al. 2019, VÖLKL & HANSBAUER 2010). In Vorarlberg war die Art einst wohl in Tallagen wesentlich weiter verbreitet, bis Moore großflächig entwässert wurden. Aufgrund der isolierten Vorkommen im Talraum können weitere Grundwasserabsenkungen rasch zum lokalen Verschwinden der Art führen, die hier nur die großflächigen Moorlandschaften besiedelt.

Handlungsbedarf

- Erhaltung und Wiederherstellung geeigneter Lebensräume, beispielsweise durch Wiedervernässung von Feuchtgebieten, ist insbesondere im Talraum wichtig. Von der Entwicklung breiter, strukturreicher Waldränder und Säume in Hang- und Berggebieten profitieren nicht nur Bergeidechsen.
- In fragmentierten Landschaften muss der Individuenaustausch durch Biotopvernetzung gesichert werden (THIESMEIER 2013).

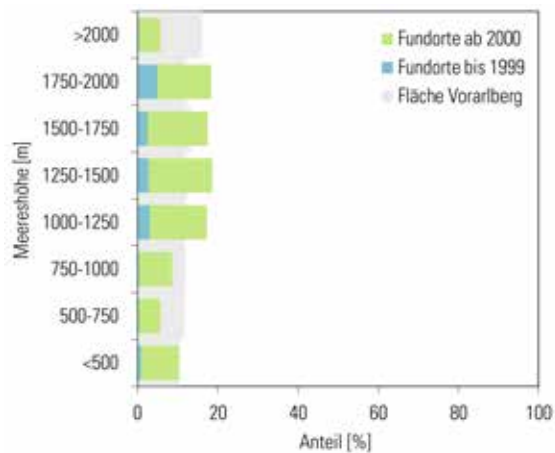
Wissenswertes

Bergeidechsen sind weniger in der Lage, Wasserverluste bei steigenden Temperaturen zu reduzieren, als Zaun- oder Maueridechsen (REICHLING 1957 zit. in ANDRÄ et al. 2019) und bevorzugen daher kühl-feuchte Lebensräume. An diese Bedingungen ist die Art bestens angepasst: Glukose dient als »Gefrierschutz« (GÜNTHER 1996). Die Erhöhung der Glukose-Konzentration in den Zellen erhöht die intrazelluläre Osmolarität und senkt dadurch den Gefrierpunkt des zellulären Wassers auf unter 0 °C. Dadurch überleben Bergeidechsen auch Minusgrade (THIESMEIER 2013) und überleben für kurze Zeit selbst das Gefrieren des Körpergewebes (GRENOT et al. 1999, VOITURON et al. 2002). Weltweit betrachtet sind Bergeidechsen daher die am weitesten nach Norden vordringende Reptilienart.

Abb. 94: Rasterverbreitungskarte der Bergeidechse (aktuelle Rasterfrequenz: 80 %).



Abb. 95: Höhenverbreitung der Bergeidechse (n = 693; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



4.5 Artengruppe Ringelnatter

(*Natrix natrix* und *Natrix helvetica*):

Nördliche Ringelnatter: gefährdet

Barrenringelnatter: Gefährdung droht



Abb. 96: Die Grundfärbung der Ringelnatter ist grau. Zwei weiße oder gelbe sowie daran anschließende dunkle Flecken hinter dem Kopf gelten als charakteristische Merkmale. Allerdings können die hellen Nackenflecken auch fehlen oder nur andeutungsweise ausgebildet sein – insbesondere bei Barrenringelnattern ist das relativ häufig der Fall (SCHLÜPMANN 2005). An den Flanken besitzen Ringelnattern schwarze Flecken, die bei der Nördlichen Ringelnatter – wie beim abgebildeten Tier – in zwei zueinander versetzten Reihen und bei der Barrenringelnatter als Balken ausgebildet sind. Die Weibchen werden länger als die Männchen und sind in Mitteleuropa durchschnittlich 85 cm groß. In seltenen Fällen erreichen sie eine Körperlänge von 2 m, wobei allerdings bereits über 1,3 m lange Exemplare selten sind (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Andreas Eichler – CC BY-SA 4.0).

Abb. 97: Ringelnatter mit erbeutetem Teichmolch. Ringelnattern ernähren sich großteils von Amphibien. Junge Schlangen erbeuten vor allem Kaulquappen und Jungmolche, während ausgewachsene Tiere mit Vorliebe Froschlurche, etwas seltener auch Molche fressen (MEYER et al. 2014) (Foto: Friedrich Böhringer – CC BY-SA 2.5).



Lebensraum

Da eng ans Wasser gebunden, besiedeln Ringelnattern mit Vorliebe offene und halboffene Lebensräume entlang von Fließgewässern oder in der Umgebung von Stillgewässern. Optimal sind reichstrukturierte Landschaften, wo Winterquartiere, Tagesverstecke, Jagdreviere und Sonnen- und Eiablageplätze in räumlicher Nähe vorhanden sind, Ringelnattern dringen aber auch in Siedlungsgebiete und in Gärten vor (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007). Vor allem im Gebirge sind Ringelnattern oft weit entfernt von Gewässern anzutreffen (MEYER et al. 2014).

Lebensweise

Ringelnattern sind tagaktiv und begeben sich meist nach einem Sonnenbad in den frühen Morgenstunden auf Nahrungssuche. Erbeutet werden vor allem Amphibien, seltener auch Fische und Kleinsäuger. Im Gebirge dürfte der Alpensalamander ungeachtet seiner Giftigkeit einen wichtigen Teil der Beute ausmachen (MEYER et al. 2014). Die Weibchen legen Anfang Juli bis Mitte August pergamentschalige Eier an feuchten, aber vor Vernässung und Überflutung geschützten Orten ab. Beliebt sind Standorte, an denen durch Abbauprozesse höhere Temperaturen als in der Umgebung herrschen, beispielsweise Komposthaufen. Nach mindestens vier, meist aber sieben bis neun Wochen schlüpfen die Jungtiere (KABISCH 1999, LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996). Die Ringelnatter ist die einzige eierlegende Schlange Vorarlbergs.

Verbreitung in Vorarlberg

Ursprünglich als Unterarten geführt, gelten die Nördliche Ringelnatter (*Natrix natrix*) und die Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*) seit 2017 als eingeständige Arten (KINDLER et al. 2017). Vorarlberg liegt in der Intergradationszone – der Kontaktzone, in der sich beide Arten vermischen und Hybridformen mit intermediären Merkmalen auftreten können. Beide Formen werden

hier gemeinsam beschrieben, da in dem zur Verfügung stehenden Datenbestand nur etwa ein Viertel der Nachweise auf Niveau der neuen Arten bestimmt wurde. SOCHUREK (1978) bemerkte, dass im Bodenseegebiet die Barrenringelnatter fehlt und nur die »Nominatrasse« vorkommt, die der heutigen Nördlichen Ringelnatter entspricht. Nach den derzeit vorliegenden Daten dürfte die Nördliche Ringelnatter tatsächlich ihre Hauptverbreitung vor allem im nördlichen Rheintal und im Bregenzerwald haben, während im südlichen Rheintal, im Walgau, im Montafon und im Klostertal häufiger Barrenringelnattern gemeldet wurden. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich vom Bodensee bis ins Gebirge. Allerdings sind Vorkommen im Talraum häufiger als im Bergland – über die Hälfte der Fundorte liegt unter 500 m Seehöhe. Bodenseeufer und Alter Rhein zählen zu den wichtigsten Lebensräumen in Vorarlberg. In den Alten Rüttenen in Feldkirch konnten in einer Ast- und Altgrasdeponie regelmäßig bis zu 20 Ringelnattern beobachtet werden. In höheren Lagen hingegen sind Ringelnattern nur noch lückig verbreitet (CABELA et al. 2001). Nur etwa ein Zehntel der Fundorte liegt über 750 m Seehöhe, oberhalb von 1.250 m stehen nur mehr sehr vereinzelte Beobachtungen zur Verfügung. Umso bemerkenswerter ist die höchste Beobachtung aus ca. 2.300 m Seehöhe vom Hochjoch in Schruns, wo 2020 eine Barrenringelnatter fotografiert wurde.

Gefährdung

Die Zerstörung von Feuchtgebieten und die Regulierung der Fließgewässer hatte in der Vergangenheit große Lebensraumverluste und auch den Rückgang der Amphibienpopulationen, einer wesentlichen Nahrungsquelle für Ringelnattern, zur Folge (VÖLKL et al. 2004). Lokal ist intensive Freizeitnutzung an Gewässern problematisch. Mahd von Extensivwiesen, Straßen- und selbst Radverkehr fordern immer wieder Opfer, wie etliche Beobachtungen zeigen. Ein dichtes Verkehrsnetz führt zur Verinselung der Populationen. Der durchschnittliche Flächenbedarf für eine überlebensfähige Population mit 50 fortpflanzungsfähigen Individuen beträgt 250 ha (VÖLKL 1991b). Nicht zuletzt werden auch heute noch Ringelnattern als vermeintlich gefährliche Schlangen erschlagen (LAUFER et al. 2007, GÜNTHER 1996).

Handlungsbedarf

- Die Renaturierung von Feuchtbiotopen und Fließgewässern ist eine unmittelbare Artenhilfsmaßnahme und wesentlicher Bestandteil eines Biotopverbundsystems. Der Erhalt von ausreichend großen Habitatinseln in erreichbarer Distanz ist für den Genfluß unverzichtbar (MEISTER & BAUR 2013).
- Strukturelle Aufwertungsmaßnahmen in bestehenden Lebensräumen fördern Ringelnattern (LAUFER et al. 2007): So sind Altgras- und Komposthaufen beliebte Überwinterungs- und Eiablageplätze (ZUIDERWIJK et al. 1993, ASSMANN 2013, GEMSCH 2015).

- Wissenschaftlich interessant wären genetische Untersuchungen zur Verbreitung und Häufigkeit von Hybridisierungen zwischen den zwei Ringelnatter-Arten, da Vorarlberg in der Kontaktzone der beiden Arten liegt.

Wissenswertes

Ringelnattern sind sehr scheu und flüchten schon bei geringen Störungen. Ist das nicht möglich, nehmen sie zunächst eine Drohhaltung ein und warnen durch Zischen. Zusätzlich entleeren sie meist eine übelriechende Flüssigkeit aus den Analdrüsen, oft vermischt mit Darminhalt. Hält die Bedrohung an, stellen sich manche Tiere tot. Aus dem geöffneten Maul mit heraushängender Zunge können sogar einige Blutstropfen austreten. Wenn die Aufmerksamkeit des Angreifers nachlässt, sucht die Schlange das Weite (GÜNTHER 1996, ECKSTEIN 1993).



Abb. 98: Totstellreflex bei einer Barrenringelnatter (Foto: Dietmar Huber).

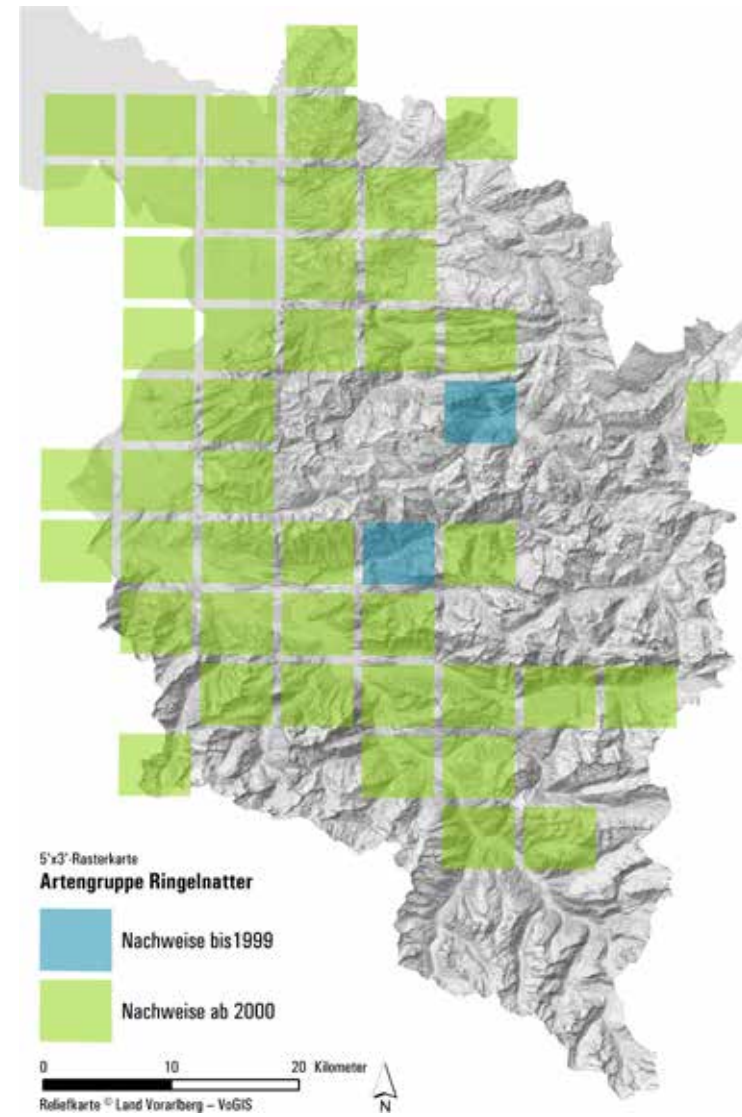


Abb. 99: Rasterverbreitungskarte der Artengruppe Ringelnatter (aktuelle Rasterfrequenz: 46 %).

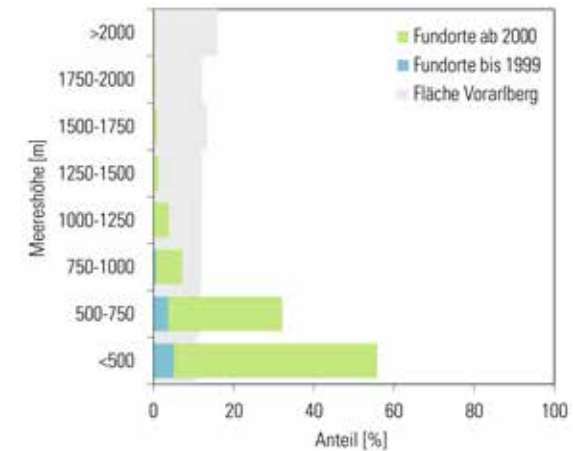


Abb. 100: Höhenverbreitung der Artengruppe Ringelnatter (n = 820; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).

4.6 Schlingnatter (*Coronella austriaca*):

stark gefährdet

Abb. 101: Die Grundfarbe der Schlingnatter variiert in zahlreichen Farbschattierungen von braun bis grau. Charakteristisch sind der nach hinten offene Fleck am Kopf und der dunkle Wangenstreifen, der vom Nasenloch über das Auge reicht (BLAB & VOGEL 2002). Schlingnattern werden 60 bis 70 cm lang, die Größe variiert allerdings stark: Während manche Exemplare klein bleiben, werden an anderen Standorten vergleichsweise große Tiere beobachtet. Den Längenrekord in der Schweiz hält eine weibliche Schlingnatter mit 93 cm (MEYER et al. 2014) (Foto: Dietmar Huber).



Abb. 102: Schlingnattern erbeuten meist Eidechsen und Blindschleichen, manchmal auch andere Schlangen – selbst Jungtiere der eigenen Art. Junge Schlingnattern jagen ausschließlich Reptilien, während ausgewachsene Tiere ein breiteres Nahrungsspektrum aufweisen und auch Kleinsäuger erbeuten. Beutetiere werden mit dem Maul gepackt und mit mehreren Körperwindungen umschlungen (VÖLKL et al. 2017) (Foto: Martina Mittelberger).



Abb. 103: Bei Gefahr verlassen sich Schlingnattern auf ihre Tarnung und bleiben meist regungslos liegen. Werden sie ergriffen, wehren sie sich durch Bisse, die allerdings vollkommen harmlos sind (MEYER et al. 2014) (Foto: UMG).

Lebensraum

Die versteckt lebende Schlingnatter oder Glattnatter besiedelt trockenwarme, offene und halboffene Lebensräume, ursprünglich wohl vor allem schotterreiche Wildflussauen, felsige Südhänge und Lawinenrinnen. Geeignete Habitate weisen eine heterogene Vegetationsstruktur durch ein Mosaik unterschiedlicher Lebensraumtypen mit einem kleinflächigen Wechsel von Offenland, Gebüsch, Wald und Felsen auf. Große gehölz- und steinfreie Flächen werden ebenso gemieden wie stark verbuschte Standorte. Struktureiche Magerwiesen und Halbtrockenrasen sowie abwechslungsreiche Waldränder, aber auch anthropogen geprägte Biotope wie Trockenmauern, Hochwasserschutzdämme, Wegböschungen und Bahndämme erfüllen diese Kriterien (LAUFER et al. 2007, VÖLKL et al. 2017, ANDRÄ et al. 2019). In niederschlagsreichen und kühleren Regionen sind rasch abtrocknende Substrate wie Steine oder Altgrasbestände und eine günstige Exposition besonders wichtig (HOFER 1993).

Lebensweise

Schlingnattern meiden extreme Sonneneinstrahlung und bevorzugen Halbschatten (BLAB & VOGEL 2002), Beobachtungen gelingen deshalb vor allem bei bedecktem Himmel, wechselhaftem Wetter (SCHULTE et al. 2013b) bzw. im Sommer in den frühen Vormittagsstunden. Größere Ortsveränderungen finden im Frühjahr statt, während die Tiere im Sommer nur geringe Distanzen zurücklegen. Insbesondere trüchtige Weibchen sind extrem ortstreu (VÖLKL et al. 2017). Kleinsäugerbaue, Fels- und Erdlöcher dienen als Tagesverstecke. Bei Gefahr verlassen sich Schlingnattern normalerweise auf ihre Tarnung und verharren regungslos. Die Weibchen gebären meist jedes zweite Jahr nach einer Tragzeit von vier bis fünf Monaten zwei bis zwölf fertig entwickelte Jungtiere. Dies macht sie von Witterungsfaktoren unabhängiger als die eierlegenden Ringelnattern. Die Beute, Reptilien und Kleinsäuger, wird umschlungen und

erdrosselt (VÖLKL et al. 2017, GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007, ENGELMANN 1993).

Verbreitung

Nachweise der versteckt lebenden Schlingnatter sind recht schwer zu erbringen, zudem werden stark gezeichnete Individuen immer wieder mit Kreuzottern verwechselt. Derzeit stehen 201 aktuelle Nachweise von 395 m (Neue Rheinmündung) bis über 1.900 m Seehöhe (Alpilaboden, Bartholomäberg) zur Verfügung. Nur 6 % aller Fundorte liegen über 1.500 m, beispielsweise Innergweil in Gaschurn, Oberüberlut in Sonntag, Formarinsee in Klösterle und Hoher Fraßen in Nüziders. Der Großteil der Fundorte liegt unter 1.000 m mit einem Schwerpunkt in den an den Talboden anschließenden Hangbereichen. Seit wenigen Jahren werden von der Neuen Rheinmündung in den Bodensee vermehrt Schlingnattern gemeldet; auch andere Abschnitte am Rheindamm sind besiedelt. Generell sind Dämme wichtige Sekundärlebensräume: In Liechtenstein stammen über 80 % der Nachweise von Dammstandorten, wo durchschnittliche Siedlungsdichten von 6,6 Adulttieren pro Hektar am Bahndamm und 2,6 Adulttieren pro Hektar am Rheindamm erreicht werden (KÜHNIS 1996, 1999, 2006b). Mehrere Meldungen existieren aus der Bregenzerachschlucht, aus den Wiesenlandschaften in Fraxern und Viktorsberg, vom Zanzenberg in Dornbirn und den strukturreichen Weideflächen in der Allmein in Braz. Vereinzelt werden auch aus Siedlungsgebieten Beobachtungen gemeldet.

Gefährdung

Die Schlingnatter wird als stark gefährdet eingestuft, da ihre Bestandsdichte einst vermutlich wesentlich größer war als heute. Die einzelnen Fundorte liegen oft weit entfernt voneinander, und nur in seltenen Fällen werden mehrere Exemplare gleichzeitig beobachtet. Für eine Ausdünnung der Populationen verantwortlich sind Faktoren wie Nutzungsintensivierung, aber auch Nutzungsaufgabe von Grenzertragsflächen, der Verlust von Kleinstrukturen wie Feldgehölzen, Lesesteinhaufen oder Felsköpfen auf Magerstandorten, der Rückgang von Grenzlinienstrukturen, beispielsweise Waldsäumen, oder die Verbauung sonniger Hanglagen. Indirekt führen diese Faktoren auch zum Rückgang der Beutetiere. In Siedlungsgebieten sind Verluste durch Hunde und Katzen problematisch, manchmal auch die direkte Verfolgung durch den Menschen (GÜNTHER 1996, LAUFER et al. 2007, VÖLKL et al. 2017).

Handlungsbedarf

- Wesentlich ist die Erhaltung der extensiven Nutzung in potenziellen Habitaten unter Berücksichtigung reptilienfreundlicher Pflügetechniken, insbesondere tierschonender Mähetechniken, sowie die Förderung von Sonderstandorten wie Trockenmauern und Lesesteinhaufen.

- Bekannte Populationen sollten gezielt gestärkt werden, beispielsweise durch Ausweisung von Pufferstreifen zu intensiv genutzten Flächen oder die Umsetzung großräumiger Biotopverbundkonzepte (GOLLMANN 2007) – im Talraum unter Berücksichtigung von Dämmen, Bahnlinien und Leitungstrassen. Der Raumbedarf für eine Population mit 50 fortpflanzungsfähigen Schlingnattern wird auf 50 bis 150 ha geschätzt (GROSSE & SEYRING 2015).
- Eine hohe Dichte an Eidechsen und Blindschleichen ist Voraussetzung für vitale Schlingnatter-Populationen (ANDRÄ et al. 2019). Maßnahmen zur Förderung von Eidechsen stützen somit auch die Schlingnatter.
- Als Art des Anhangs IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union genießt die Schlingnatter strengen Schutz. Dies ist bei Landschaftseingriffen zu beachten.
- Schlingnatterfunde sind oft Zufallsbeobachtungen, kaum eine andere Art führt ein vergleichbar diskretes Leben (MEYER et al. 2014). Daher ist es besonders wichtig, interessierte Laien zu motivieren, ihre Beobachtungen zu melden (Citizen Science).

Wissenswertes

Der zweite gebräuchliche Name für die Schlingnatter lautet Glattnatter – nach den glatten, ungekielten Schuppen. Weitere Bezeichnungen sind Haselnatter und Kupferschlange, in sehr alten Werken werden auch Rothe Natter und Österreichische Natter verwendet. Die Erstbeschreibung der Art in der zweiten Hälfte des 16. Jahrhunderts erfolgte an Tieren aus dem Wiener Raum – daher der wissenschaftliche Artname »austriaca« (LAUFER et al. 2007).

Abb. 104: Rasterverbreitungskarte der Schlingnatter (aktuelle Rasterfrequenz: 44 %).

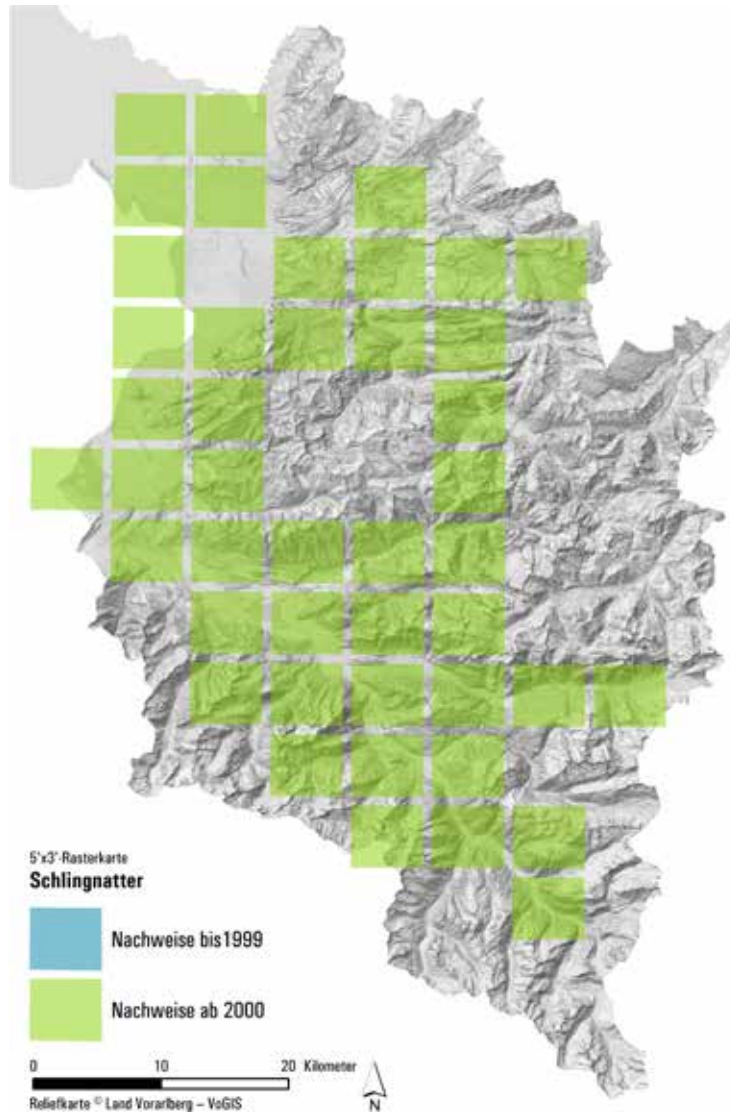
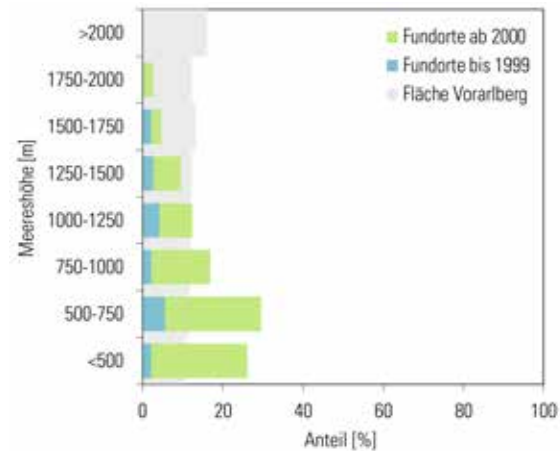


Abb. 105: Höhenverbreitung der Schlingnatter (n = 205; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen).



4.7 Kreuzotter (*Vipera berus*): gefährdet



Abb. 106: Kreuzottern werden 60 cm, ausnahmsweise bis zu 80 cm lang und sind durch ein dunkles Zickzackmuster am Rücken gekennzeichnet. Männchen sind meist grau bis graubraun, Weibchen gelbbraun bis dunkelbraun gefärbt. Der dreieckige Kopf ist leicht vom Rumpf abgesetzt, die Pupille ist im Gegensatz zur Ringel- und Schlingnatter nicht rund, sondern schlitzförmig (BLAB & VOGEL 2002) (Foto: Dietmar Huber).



Abb. 107: Schwarz oder fast schwarz gefärbte Kreuzottern werden als »Höllentottern« bezeichnet. Auch in Vorarlberg werden immer wieder melanistische Kreuzottern beobachtet, beispielsweise im Nenzinger Himmel, Kleinen Walsertal, Galina-, Brandner- und Klostertal (Foto: Dietmar Huber).

Lebensraum

Typische Lebensräume der Kreuzotter sind offene bis halboffene Landschaften mit hoher Bodenfeuchte und großen Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht (OTTE et al. 2020, LAUFER et al. 2007). In den Alpen werden Krummholz- und Zwergstrauchregion, Alpweiden, Blockschutthalden, Felsfluren und Lawinerinnen besiedelt. Unterhalb der Waldgrenze sind lichte Bergwälder, Waldränder, sonnige Waldlichtungen und strukturreiche Wiesen und Weideflächen der subalpinen Stufe wichtige Lebensräume (MEYER & MONNEY 2004). Wesentlich sind sich rasch erwärmende Strukturen und ein kleinräumiges Mosaik aus höherwüchsigen Pflanzen, kurzrasigen Bereichen und offenen Flächen mit vielen Versteckmöglichkeiten (OTTE et al. 2020).

Lebensweise

Kreuzottern sind tag- und dämmerungsaktiv. Sie sonnen sich in den frühen Morgen- und den späten Nachmittagsstunden. Die Weibchen pflanzen sich normalerweise alle zwei bis drei Jahre fort und bringen zwischen Mitte August und Mitte September, manchmal auch erst im Oktober oder im nächsten Frühjahr vier bis 18 fertig entwickelte Jungtiere zur Welt. Paarungsplätze werden meist über Generationen hinweg genutzt und sind wichtige Schlüsselemente im Lebensraum der Kreuzotter. Paarungsbereite Männchen messen ihre Kräfte in ritualisierten Kommentkämpfen (OTTE et al. 2020). Kreuzottern töten ihre Beutetiere – hauptsächlich Kleinsäuger und Eidechsen, manchmal auch Frösche – mit ihrem Gift, das auf den Kreislauf haemolytisch wirkt (GÜNTHER 1996).

Verbreitung in Vorarlberg

Vor allem die südliche Landeshälfte ist von der Kreuzotter besiedelt, die als einzige heimische Reptilienart Talräume meidet. Trotzdem wurde im Sommer 2020 im Areal der Kläranlage Dornbirn eine Person von einer Kreuzotter gebissen. Möglicherweise wurde das Tier verschleppt – beispielsweise über einen Holztransport, ein natürliches Vorkommen im Talgebiet von Dornbirn ist jedenfalls auszuschließen. Zu den Regionen, in denen regelmäßig Kreuzottern beobachtet werden, zählen das hintere Silbertal und die Silvretta im Montafon, das Gebiet zwischen Schadonapass und Ischkarnei im Großen Walsertal, der Nenzinger Himmel und das hintere Galinatobel sowie die Umgebung des Spullersees. Dennoch ist das besiedelte Areal vielerorts nur durch Einzelbeobachtungen belegt, Informationen zu Populationsdichten und -größen sind nicht bekannt. Die meisten Fundorte liegen über 1.250 m mit einem Schwerpunkt in Höhenlagen zwischen 1.750 und 2.000 m. Nur sehr selten sind Funde unter 1.000 m Seehöhe. Die höchstgelegenen Beobachtungen aus über 2.400 m stammen aus dem Montafon (Wiesbadener Hütte, Krespersitze und Fädnerspitze in Gaschurn, Hochjoch in Schruns).

Vermutlich war die Kreuzotter in Vorarlberg einst wesentlich weiter verbreitet. DALLA TORRE (1891) erwähnt die Art für Bregenz und Emil KERN (1930) berichtet von Vorkommen im Farnachtobel zwischen Schwarzach und Alberschwende, in Eichenberg und Hohenweiler. Auch aus dem Raum Hohenems in einem ehemaligen Steinbruch, aus den Rieden von Hohenems, Koblach und Götzis existieren ältere und auch ein aktueller Hinweis. Eindeutige Belege fehlen jedoch, auch eine Verwechslung mit Schlingnattern ist in manchen Fällen nicht auszuschließen, weshalb diese Fundorte nicht dargestellt werden. In Regionen außerhalb Vorarlbergs besiedelt die Kreuzotter aber durchaus auch tiefere Lagen, ist dann jedoch immer an kühl-feuchte Lebensräume wie Moore oder Heiden gebunden (OTTE et al. 2020).

Gefährdung

Bereits TEUFEL & SCHWARZER (1984a) bemerkten, dass die Art »dort, wo sie vor einigen Jahren noch recht häufig war, in der letzten Zeit stark zurückgegangen sein soll«. Die Verbreitung dürfte vor allem in den tieferen Lagen des Vorkommensgebiets rückläufig sein. Rückgangsursachen sind Veränderungen der Lebensräume, z. B. durch Nutzungsintensivierungen und Verlust der Strukturvielfalt oder auch Nutzungsaufgabe extensiver Grenzertragsstandorte, die zur Verwaldung führt (GOLLMANN 2007). Auch Fluss-Schotterheiden sind infolge von Gewässerverbauungen selten geworden (OTTE et al. 2020). Grundsätzlich reagieren Kreuzottern ausgesprochen empfindlich auf anthropogene Einflüsse und werden dadurch in suboptimale Lebensräume verdrängt – im Berggebiet beispielsweise durch touristische Erschließungen oder Veränderungen in der Alpwirtschaft (GUTLEB et al. 2011). Wie keine andere Art ist die Kreuzotter noch immer durch direkte Verfolgung bedroht. Emil KERN forderte 1930, »das giftige Reptil“ in Vorarlberg »möglichst auszurotten. Beim Töten der Kreuzotter muss größte Vorsicht walten. Es ist zu beachten, dass selbst abgeschlagene Köpfe bis zu einer Viertelstunde nach der Enthauptung noch beißen können sollen.« Obwohl gesetzlich verboten, werden mancherorts Kreuzottern auch heute noch erschlagen, wie Fotos belegen.

Handlungsbedarf

- Wie bei allen Arten hat die Erhaltung der Lebensräume oberste Priorität; besonders wichtig ist der Schutz von Schlüsselhabitaten wie Paarungsplätzen, Winterquartieren und Frühjahrs-sonnenplätzen sowie der Erhalt der Strukturvielfalt (VÖLKL & KORNACKER 2004, OTTE et al. 2020).
- Information und Öffentlichkeitsarbeit sind wichtig, um die Art vor direkter Verfolgung zu schützen.

Wissenswertes

Die Kreuzotter ist die einzige Giftschlange Vorarlbergs. Ihr Biss ist auch für den Menschen nicht harmlos. Kreuzottern beißen, wenn sie sich bedroht fühlen und ihnen keine Möglichkeit zur Flucht bleibt. Beim ersten Zubeißen wird in 50 bis 60 % der Fälle kein Gift injiziert (ORTE et al. 2020). Im Vergiftungsfall bildet sich nach etwa einer halben Stunde eine Schwellung und Rötung um die Bissstelle. Weitere mögliche Symptome reichen von Übelkeit und Erbrechen über Schwindelgefühl, Herzklopfen und Krämpfen bis zu Atemnot. Auch ein Kreislaufkollaps ist nicht ausgeschlossen (SCHIEMENZ 1995). Zu schweren Komplikationen können bakterielle Infektionen als Folge des Bisses führen, die wahrscheinlich für den wesentlichen Teil der Todesfälle vor dem Zweiten Weltkrieg verantwortlich sind (ANDRÄ et al. 2019). Bei einem Biss werden etwa 10 mg Gift injiziert, die minimale tödliche Dosis für einen 75 kg schweren Menschen liegt bei 75 mg (HABERMEHL 1994). In Vorarlberg wurden in den vergangenen Jahren immer wieder Menschen von Kreuzottern gebissen, Todesfälle sind allerdings nicht bekannt. Dennoch ist ein Kreuzotterbiss eine ernst zu nehmende Verletzung.

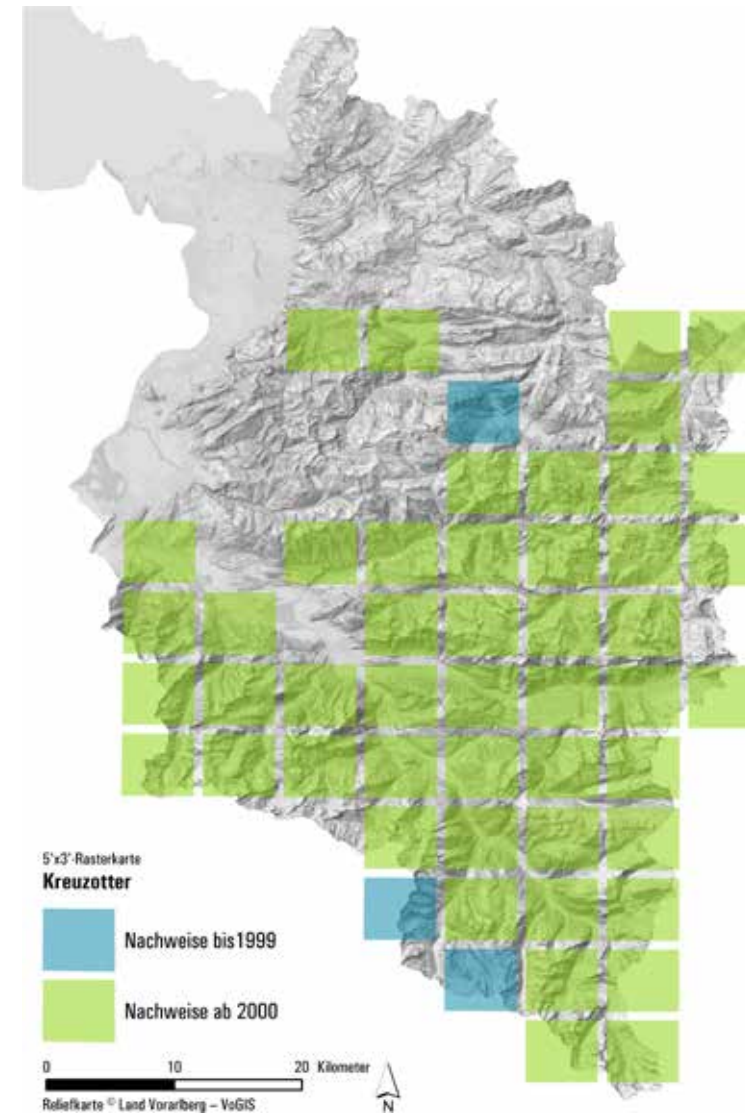


Abb. 108: Rasterverbreitungskarte der Kreuzotter (aktuelle Rasterfrequenz: 48 %).

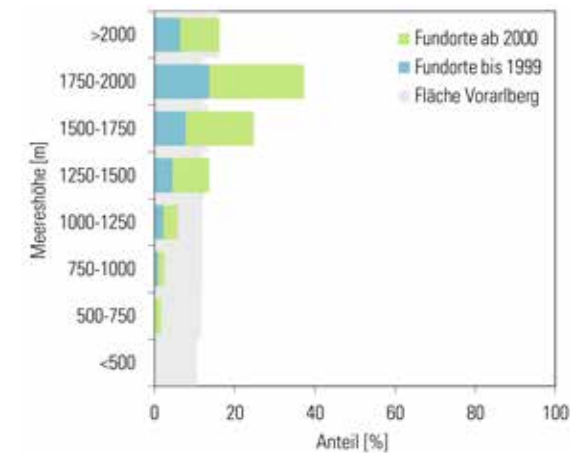


Abb. 109: Höhenverbreitung der Kreuzotter (n = 395; berücksichtigt sind alle 100x100m-Fundorte, die sich eindeutig einer Höhenstufe zuordnen lassen). Beobachtungen vermutlich verschleppter Individuen sind nicht berücksichtigt.

5 Resümee und Ausblick

5.1 Gesetzlicher Schutz der Amphibien und Reptilien

Erste Vorschläge für den gesetzlichen Schutz der heimischen Amphibien und Reptilien stammen aus den 1930er Jahren. Allerdings war damals die Notwendigkeit der Unterschutzstellung noch nicht allgemein akzeptiert, wie eine Stellungnahme der Fischerei aus dem Jahre 1933 zu einem der ersten Entwürfe einer Vorarlberger Tierschutzverordnung zeigt: »Die Eidechsen, Blindschleichen, Feuersalamander, Kröten, Frösche und Unken unter Naturschutz zu stellen, dürfte wohl nur ein verspäteter Faschingsscherz sein«. 1940 wurden die Amphibien und Reptilien dann aber tatsächlich geschützt – ausgenommen Gras- und Wasserfrösche, die dem Fischereirecht unterstanden, vom Fischereiberechtigten gefangen werden durften und auch zu Tausenden für Froschschenkel gefangen wurden. Auch die Kreuzotter durfte als Giftschlange weiterhin verfolgt werden (ASCHAUER et al. 2007). Außerdem war es erlaubt, einzelne Erdkröten zur Haltung im Haus oder Garten zu fangen (WALDE 1941).

Seit 1979 sind in Vorarlberg ausnahmslos alle Amphibien- und Reptilienarten geschützt (ASCHAUER et al. 2007). Einzig die Kreuzotter durfte weiterhin in Hausgärten bekämpft werden – eine Bestimmung, die erst 1998 mit der Durchführungsverordnung zum Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung aufgehoben wurde. Seit dem Beitritt Österreichs zur Europäischen

Union ist darüber hinaus die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) relevant. Kammolch und Gelbbauchunke zählen zu den Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhalt die Mitgliedstaaten der EU verpflichtet sind, Natura-2000-Schutzgebiete auszuweisen (Anhang II). Der Anhang IV nennt streng geschützte Arten, die in der gesamten Europäischen Union nicht absichtlich gefangen, getötet oder gestört werden dürfen und deren Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nicht beschädigt oder vernichtet sowie deren Eier nicht aus der Natur entnommen werden dürfen (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007).

5.2 Gefährdungsursachen

Veränderung der Lebensräume

Der Landschaftswandel ist die wesentliche Ursache für den Rückgang der Amphibien und Reptilien. Die ursprünglichen Verbreitungsschwerpunkte vieler Amphibienarten liegen in Flussauen und Überschwemmungsgebieten – Lebensräume, die infolge von Flussregulierungen und Hochwasserschutzmaßnahmen heute nur mehr einen Bruchteil ihrer ursprünglichen Ausdehnung umfassen. Zudem ist die natürliche Gewässerdynamik, die immer wieder neue Lebensräume entstehen lässt, weitgehend verschwunden. Die Ausweitung von Siedlungs- und Betriebsgebieten, Verkehrserschließungen und die Intensivierung der Landwirtschaft zerstörten vor allem nach dem zweiten Weltkrieg viele Lebensräume. Heute sind zahlreiche Populationen isoliert, sodass der Individuenaustausch eingeschränkt oder unmöglich ist (LAUFER

Tab. 8: Nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union geschützte Amphibien- und Reptilienarten mit Vorkommen in Vorarlberg. Darüber hinaus sind Grasfrosch, Teichfrosch und Seefrosch in Anhang V gelistet, der Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse nennt, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können; dies ist für Vorarlberg nicht relevant, da sämtliche Amphibien und Reptilien geschützt sind. Keine Art darf absichtlich beunruhigt, verfolgt, gefangen oder getötet werden. Auch Laich und Larven dürfen nicht absichtlich entfernt, beschädigt oder vernichtet werden, noch dürfen Brutstätten, beispielsweise Laichgewässer, zerstört werden (vgl. LGBI. Nr. 8/1998 i. d. g. F.).

Art	Anhang II Ausweisung von Schutzgebieten erforderlich	Anhang IV strenger Artenschutz
Alpensalamander		x
Kammolch	x	x
Gelbbauchunke	x	x
Laubfrosch		x
Kleiner Wasserfrosch		x
Europäische Sumpfschildkröte*	[x]	[x]
Zauneidechse		x
Mauereidechse*		[x]
Schlingnatter		x

* Der Schutz der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie bezieht sich auf natürliche Vorkommen. Nicht heimische Vorkommen, die auf verschleppte oder ausgesetzte Tiere zurückgehen, unterliegen nicht der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007). Dies gilt in Vorarlberg für die Europäische Sumpfschildkröte und die Mauereidechse.



Abb. 110: Radspurtümpel dienen der Gelbbauchunke als Laichgewässer (Foto: UMG).

Abb. 111: Kleinflächige Sonderstandorte wie Totholzstrukturen, extensive Randstreifen oder Trockensteinmauern sind wesentlich für die Lebensraumqualität vieler Arten (Foto: UMG).



et al. 2007). Vor allem im dicht besiedelten Talraum werden diese Veränderungen deutlich: In der Schweiz beispielsweise zählt das Alpenrheintal zu jenen Regionen, in denen die Arealverluste mehrerer Amphibienarten am gravierendsten waren. Der Schwund lässt sich fast über ein halbes Jahrhundert dokumentieren und ist in der Regel direkt auf Biotopzerstörung zurückzuführen (LIPPUNER & HEUSER 2001).

Es sind oft schleichende Veränderungen, die zu Bestandsrückgängen führen: Werden Wege befestigt, erhöht sich die Verkehrsfrequenz, werden Gräben verrohrt, zerstört dies Lebensräume und Wanderkorridore, werden Hecken, Felsköpfe oder Lesesteinhaufen beseitigt, fehlen Versteck- und Überwinterungsplätze. Durch Grundwasserabsenkungen, die im Talraum viele Riedlandschaften betreffen, trocknen Kleingewässer und Gräben aus, verschwinden die wichtigen Flutwiesen. Temporäre Gewässer, die für Amphibien besonders wertvoll sind, sind in weitaus größerem Ausmaß verloren gegangen als dauerhafte Gewässer (SCHMIDT et al. 2015). Selbst Lebensräume, die nicht unmittelbar durch den Menschen verändert werden, sind von Stoffeinträgen über die Luft betroffen, insbesondere von Stickstoff. Die Nährstoffanreicherung verändert die Vegetation – Pflanzen wachsen schneller, werden höher und dichter – und dadurch wiederum verändern sich die Lebensräume für die Tierwelt (ANDRÄ et al. 2019).

Verkehr

Die noch immer anhaltende Erschließung durch Straßen und Wege führt insbesondere bei weit wandernden Arten wie Erdkröte und Grasfrosch zu erheblichen Verlusten. Zwei Drittel der aktuell bekannten Amphibienzugstellen an Straßen liegen im dicht erschlossenen Rheintal (ASCHAUER & GRABHER 2018). Auch Reptilien sind von der Zerschneidung ihrer Lebensräume durch Verkehrswege betroffen – beispielsweise Ringelnattern, wenn



Abb. 112: Der Straßenverkehr fordert insbesondere unter weit wandernden Arten wie der Erdkröte jedes Jahr zahlreiche Opfer (Foto: UMG).



Abb. 113: Österreichweit sind über 1.000 Amphibienwanderstrecken an Straßen bekannt. Weniger als ein Zehntel wurden durch permanente Schutzanlagen gesichert, die ein gefahrloses Unterqueren der Straße ermöglichen (KYEK et al. 2016). An der L59 in Koblach wurde mit großem Aufwand eine Querungsmöglichkeit installiert (Foto: UMG).

Straßen entlang von Fließgewässern verlaufen (LAUFER et al. 2007). In Kanada konnte eine klar negative Korrelation zwischen Verkehrsdichte und der Artenvielfalt der Amphibien dokumentiert werden (EIGENBROD et al. 2008). Selbst wenig frequentierte Straßen können erhebliche Verluste verursachen. Insbesondere Erdkröten wandern recht langsam und nehmen im Scheinwerferlicht oft eine Schreckstellung ein (BROGGI & WILLI 1998). Zudem beeinflussen Straßenlärm und Straßenbeleuchtung Verhalten und Physiologie von Amphibien (SCHMIDT 2018, VAN GRUNSVEN et al. 2017).

Mahd

Grasfrosch, Erdkröte und Blindschleiche, lokal auch Ringelnatter und Schlingnatter zählen zu jenen Arten, die regelmäßig der Mahd zum Opfer fallen. Pflegemaßnahmen mit tief eingestellten Mähgeräten, mit Saug- oder Kreiselmähern, Schlegelmulchgeräten

und auch Motorsensen in strukturreichen Lebensräumen fordern besonders zahlreiche Opfer. Die Todesrate unter Amphibien ist bei Verwendung eines Scheibenmähwerts doppelt so hoch wie beim Einsatz eines Doppelmessermähwerks (OPPERMANN et al. 1997). Wichtig in Lebensräumen von Amphibien und Reptilien sind daher der Einsatz von Balken-Mähwerken ohne Aufbereiter, eine Schnitthöhe von mindestens 8 cm, die Mahd von innen nach außen sowie der Erhalt ungemähter oder alternierend gemähter Randstreifen bzw. eine mosaikartige Mahd großer Flächen. Von diesen Maßnahmen profitieren auch Insekten und Wiesenvögel (OPPERMANN & KRISMANN 2002, HUMBERT et al. 2009, VAN DEN POEL & ZEHEM 2014).

Gewässerunterhalt

Entwässerungsgräben sind wertvolle Strukturen in der Kulturlandschaft, wenn sie naturnah gepflegt werden. In intensiv genutzten Landschaften haben sie große Bedeutung als Wanderkorridore (MAZEROLLE 2005) und als Lebensräume: In einem weniger als 600 m langen Grabensystem in Baden-Württemberg wurden rund 3.000 Amphibien, vor allem Molche, gezählt (RÖDEL 1994). Entscheidend sind Art und Zeitpunkt der Unterhaltsmaßnahmen. Aus Sicht des Amphibienschutzes ist der Zeitraum ab Spätsommer, nachdem die Metamorphose abgeschlossen ist, bis vor den ersten Frösten und somit vor der Winterruhe der Amphibien und Reptilien am besten geeignet für Pflegemaßnahmen an Gewässern, wobei idealerweise immer auch nicht bearbeitete Abschnitte erhalten werden. Der Einsatz von Grabenfräsen, der sich katastrophal auf die im Gewässer lebende Tierwelt auswirkt, sollte generell unterbleiben.

Fang und Töten

Trotz geltender Schutzbestimmungen werden manche Arten auch heute noch verfolgt, vor allem Schlangen wegen ihrer vermeintlichen Gefährlichkeit. Dies trifft nicht nur die giftige Kreuzotter, sondern auch Schlingnatter und Ringelnatter und manchmal sogar die Blindschleiche.

Der Fang von Amphibien ist heute zwar selten, kommt aber dennoch vor, vor allem, um die Tiere im Gartenteich anzusiedeln. Besonders die Gelbbauchunke, für die Gartenteiche als Lebensraum ungeeignet sind, ist hiervon betroffen. Bei den oft kleinen Beständen, die sich auf die letzten verbliebenen Laichgewässer konzentrieren, können Entnahmen aus der Natur den Niedergang einer Population beschleunigen.

Im Siedlungsraum und der siedlungsnahen Landschaft sind Hauskatzen nicht nur für Amphibien und Reptilien die häufigsten Prädatoren: Manche Katzen haben sich auf den Fang von Blindschleichen regelrecht spezialisiert; Zauneidechsenpopulationen können sich bei hoher Katzendichte kaum halten und manche Katzen jagen selbst Wasserfrösche.



Abb. 114: Im Siedlungsraum sind Hauskatzen die häufigsten Prädatoren von Blindschleichen (Foto: UMG).

Fallenwirkung

Licht- und Lüftungsschächte, Kellertreppen und vergleichbare Strukturen mit senkrechten Wänden entwickeln sich zu Fallen für Amphibien und Reptilien; so werden regelmäßig Erdkröten, Grasfrösche und Wasserfrösche, manchmal auch Gelbbauchunken und Schlangen aus Lichtschächten und Kellereingängen geborgen.



Abb. 115: Strukturen mit senkrechten Wänden sind Fallen für Amphibien, Reptilien und andere Kleintiere, aus denen sie nicht entkommen können. Im Berggebiet sind es vor allem Weideroste, die viele Opfer fordern, wenn keine Ausstiegshilfen angebracht werden (vgl. SIEGL & LANDMANN 2012a, 2012b) (Foto: UMG).

Im Alpegebiet werden Weideroste für Amphibien und andere Kleintiere zu Fallen, wenn keine Ausstiegshilfen angeboten werden. Hohe Bordsteinkanten sind für manche Arten unüberwindbare Wanderhindernisse. Hinzu kommt die Fallenwirkung der Kanalisation; aus Entwässerungsschächten können Amphibien kaum entkommen. Wenn sie nicht vor Ort verenden, landen sie häufig zusammen mit dem Abwasser in Kläranlagen (RATZEL 1993, FACHDIENST NATURSCHUTZ 1999, GAUS CAPREZ & ZUMBACH 2013, BRENNEISEN et al. 2013, MÄCHLER 2014). Raumgitter- bzw. Krallmatten, die normalerweise als Erosionsschutz verwendet werden, sind platzsparende und einfach anzubringende Ausstiegshilfen in Entwässerungsschächten (MEISTER & BÖSCH 2015).

Fischbesatz

Fischbesatz in Laichgewässern zählt zu den wesentlichen Gefährdungsursachen für Amphibien (vgl. GÜNTHER et al. 2005). Raubfische, aber auch omnivore Arten und selbst Pflanzenfresser erbeuten Amphibienlarven (LAUFER et al. 2007, LAUFER & WOLLENZIN 2010). Problematisch ist die Freisetzung von Goldfischen und Kois (MALETZKY et al. 2019): Ein Paar Goldfische von je 50 g Körpergewicht kann sämtliche Larven von fünf Grasfroschpaaren vernichten (HONEGGER 1981). Besonders gefährdet ist der Kammolch; viele Bestandsrückgänge werden auf Fischbesatz zurückgeführt (KYEK et al. 2004). Amphibien und Fische können allenfalls in sehr strukturreichen Gewässern oder bei dichtem Bewuchs mit Wasserpflanzen koexistieren. Eine Ausnahme ist die Erdkröte, deren Larven aufgrund von Bitterstoffen kaum von Fischen gefressen werden.



Abb. 116: Erdkröten sind die einzigen Amphibien, die sich in fischreichen Gewässern erfolgreich fortpflanzen, selbst wenn keine dichte Vegetation Schutz bietet. Aber auch ihre Kaulquappen werden manchmal gefressen, z. B. von Karpfen oder vom Döbel, der die Larven aller heimischen Amphibienarten erbeutet (BREUER 1992) (Foto: UMG).

Umweltbelastungen

Pestizide und Düngemittel bedrohen sowohl Amphibien (BRÜHL et al. 2013, WAGNER et al. 2014, LENUWEIT 2009) als auch Reptilien (TODD et al. 2010). In Experimenten führten Pestizide in Kombination mit weiteren Stressfaktoren schon bei geringen Konzentrationen zu einer hohen Mortalität bei Amphibien (SCHMIDT 2007). Gewässern in der Agrarlandschaft fehlen oft ausreichende Pufferflächen gegenüber unerwünschten Stoffeinträgen. Molche reagieren auf Grund des ungünstigen Verhältnisses von Körperoberfläche zu Volumen besonders empfindlich auf Schadstoffbelastungen durch Biozide und mineralische Dünger (SCHNEEWEISS & SCHNEEWEISS 1997), spät wandernde Arten sind stärker durch Pflanzenschutzmittel gefährdet als Frühlaicher (LENHARDT et al. 2015). Pestizide dürften in vielen Regionen wesentlichen Anteil am Rückgang von Amphibien haben (SCHMIDT 2007). Randstreifen um Laichgewässer und andere wichtige Lebensraumelemente reduzieren dieses Problem deutlich (WAGNER & HENDLER 2015).

Klimawandel

Amphibien und Reptilien sind wechselwarme Tiere, die Witterung ist deshalb von zentraler Bedeutung in ihrem Lebenszyklus und steuert ihre Aktivität. Die Temperatur gilt als wichtiger Schlüsselfaktor für den Reproduktionserfolg (ANDRÄ et al. 2019). Auswirkungen klimatischer Veränderungen sind vielfältig: Milde und nasse Witterung im Frühjahr führt zu einem früheren Laichbeginn (vgl. SCOTT et al. 2008). Dann erfolgt auch die Metamorphose früher und den Jungtieren bleibt mehr Zeit, Reserven für die Überwinterung anzulegen. Ungewöhnlich trockene Verhältnisse dagegen lassen Laichgewässer austrocknen und beeinflussen den Fortpflanzungserfolg negativ; in manchen Regionen waren Bestandsverluste besonders hoch, wenn sich die Jahresmitteltemperatur und/oder die Anzahl trockener Tage erhöht und die Regenmenge verringert hat (D'AMEN & BOMBI 2009). Selbst die Verhältnisse im Winter beeinflussen Amphibienpopulationen: Während bei Wasserfröschen eine höhere Überlebensrate in warmen Wintern dokumentiert wurde, führen diese bei der Erdkröte zu einer erhöhten Mortalität und einem schlechteren Körperzustand der überlebenden Tiere im Frühjahr (SCHMIDT 2019). Ähnliches gilt für den Kammolch (GRIFFITHS et al. 2010). Bei eierlegenden Reptilien bestimmt die Temperatur während der Inkubation das Geschlecht der schlüpfenden Jungtiere. Klimatische Veränderungen beeinflussen daher möglicherweise das Geschlechterverhältnis. Dies gilt insbesondere für Arten, die nur einen schmalen Temperaturbereich aufweisen, in dem sich beide Geschlechter entwickeln – etwa die Europäische Sumpfschildkröte (RÖDDER & SCHULTE 2010). Bei der lebendgebärenden Bergeidechse konnte ein positiver Effekt höherer Temperaturen auf Körperzustand und Fortpflanzungserfolg beobachtet werden (CHAMAILLÉ-JAMMES et al. 2006), aber auch eine reduzierte Ausbreitungstendenz der Jungtiere (MASSOT et al. 2008).

Großräumig haben klimatische Veränderungen letztlich Arealveränderungen zur Folge (ARAÚJO et al. 2006, BEIERKUHNLEIN et al. 2014, LÜRSCHER et al. 2016). Es ist davon auszugehen, dass sich der Klimawandel vor allem bei Arten mit einer Vorliebe für kühle bzw. kühlfeuchte Verhältnisse, z. B. für Bergeidechse, Kreuzotter und Alpensalamander, negativ auswirken wird (ANDRÄ et al. 2019).

Nicht heimische Arten

Nicht heimische Arten (Neobiota) gelten als eine wesentliche Ursache für den weltweiten Artenschwund (SSC INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP 2000). Mit exotischen Wasserschildkröten, Mauereidechse, Seefrosch und Italienischem Wasserfrosch konnten sich einige nicht heimische Reptilien- und Amphibientaxa etablieren. Insbesondere gebietsfremde Wasserfrösche sind vielerorts in Europa eine Bedrohung für die ursprüngliche Froschfauna (vgl. z. B. HOLSBEEK et al. 2008, DUFRESNES et al. 2017a, 2017b, 2018, DUFRESNES & DUBEY 2020, OHST 2008). Auch gebietsfremde Prädatoren verursachen Verluste bei Amphibien, wie dies beispielsweise beim Waschbär beobachtet wurde (SCHNEEWEISS 2016). Selbst invasive Krebse tragen zum Rückgang von Amphibienbeständen bei (CRUZ et al. 2006, OTT 2017). Schmuckschildkröten erbeuten Lurche bzw. deren Larven (POLOCAVIA et al. 2010, vgl. auch SCHONERT 2007). Die Ausbreitung der Mauereidechse hat in Vorarlberg bereits lokal zum Verschwinden der Zauneidechse beigetragen.

Krankheiten

Krankheiten wurden weltweit zu einer großen Gefahr für zahlreiche Amphibien (BÖLL 2015, DUFFUS & CUNNINGHAM 2010). Die Chytridiomykose – eine Pilzkrankung, die erst seit den 1990er Jahren bekannt ist und zu Massensterben führen kann (BERGER et al. 1998) – hat maßgeblichen Anteil am weltweiten Amphibiensterben (SCHEELE et al. 2019). Der Erreger *Batrachochytrium dendrobatidis* wurde 1999 erstmals beschrieben (LONGCORE et al. 1999) und hat seinen Ursprung in Asien (O'HANLON et al. 2018). In Europa ist die Chytridiomykose weit verbreitet und tritt auch in Österreich auf (SZTATECSNY & GLASER 2011); praktisch alle heimischen Amphibienarten sind betroffen, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß (OHST et al. 2011, 2013, BÖLL et al. 2014). Massensterben in Europa wurden bislang aber nur in Sardinien (BIELBY et al. 2009) und Spanien beobachtet (BOSCH et al. 2001, WALKER et al. 2013). Aus Deutschland ist ein Fall dokumentiert, bei dem innerhalb von zwei Tagen über 200 Wasserfrösche starben. Bei den toten Tieren wurde der Erreger der Chytridiomykose nachgewiesen (OHST et al. 2006). In Vorarlberg beschränken sich Informationen zu *Batrachochytrium dendrobatidis* auf das Rheintal – der Befall ist hier überproportional hoch, vermutlich ist Pilz nahezu flächendeckend verbreitet (SZTATECSNY & HÖDL 2011).

Seit wenigen Jahren (MARTEL et al. 2013) ist ein weiterer, ebenfalls aus Asien stammender Chytridpilz (MARTEL et al. 2014, LAKING et al. 2017, BEUKEMA et al. 2018) bekannt: *Batrachochytrium salamandrivorans* befällt Schwanzlurche. Bislang waren vor allem Feuersalamander betroffen, aber auch der Kammmolch ist gefährdet (LÖTTERS et al. 2020). Teich- und Fadenmolch scheinen hingegen nach derzeitigen Wissenstand kaum zu erkranken (MARTEL et al. 2014, SCHLÜPMANN et al. 2019). Wie sich *Batrachochytrium salamandrivorans* auf Vorkommen des Alpensalamanders auswirkt, ist bislang nicht bekannt. 2020 wurde die Krankheit erstmals im Allgäu in einer Entfernung von nur 50 Kilometern von der Vorarlberger Grenze an verendeten Bergmolchen nachgewiesen (SCHMELLER et al. 2020).

Darüber hinaus können auch Ranaviren Massensterben bei Amphibien auslösen (z. B. KIK et al. 2011, PRICE et al. 2014), was in England wiederholt zu starken Rückgängen beim Grasfrosch geführt hat (TEACHER et al. 2010). Möglicherweise sind Ranaviren auch für den mancherorts beobachteten Rückgang der Erdkröte verantwortlich (CUNNINGHAM et al. 2007). In der Schweiz wurde zudem ein Herpesvirus als Todesursache bei Erdkröten festgestellt (ORIGGI et al. 2018).

Für Schlangen wird möglicherweise die sogenannte »Snake Fungal Disease« – eine Erkrankung, die durch einen Pilz (*Ophidiomyces ophiodiicola*) verursacht wird – zum Problem. Von wildlebenden Schlangen ursprünglich nur aus Nordamerika bekannt, wurde die Krankheit inzwischen auch in Europa dokumentiert (FRANKLINOS et al. 2017, MEIER et al. 2018).

5.3 Künftige Aufgaben

Unser Wissen zu heimischen Amphibien und Reptilien hat sich in den vergangenen drei Jahrzehnten beträchtlich erweitert. Trotzdem sind noch viele Fragen offen, auch aufgrund anhaltender globaler Veränderungen. Die Klärung dieser offenen Fragen ist für Artenhilfs- und Biotopschutzmaßnahmen wichtig, die künftig höchste Priorität haben.

Monitoring und Erweiterung des Kenntnisstands

- Erfassung der Bestandsentwicklung stark gefährdeter Arten. Für Taxa, die in den Anhängen II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie angeführt werden, bestehen auch internationale Verpflichtungen (Verschlechterungsverbot, Berichtspflicht an die Europäische Union).
- Verbesserung des Wissens über die Populationsgrößen und die Vernetzung von Populationen, insbesondere bei seltenen bzw. stark gefährdeten Arten, als Grundlage für gezielte Biotopverbundmaßnahmen. Hierzu sollten auch moderne Methoden der Naturschutzgenetik angewandt werden.
- Erfolgs- und Effizienzkontrollen bei Biotop- und Artenschutzmaßnahmen: Für welche Arten sind welche Maßnahmen am

besten geeignet? Wo sind die Schutzmaßnahmen anzupassen? Welche Methoden sind (finanziell) besonders effizient?

- Dokumentation der Veränderung des Artenspektrums: Ursachen dieser Veränderungen sind Landschaftswandel, absichtliche oder unabsichtliche Ansiedlung nicht heimischer Arten (Neozoen) und vermutlich auch globale Veränderungen. Konkrete Fragestellungen sind beispielsweise Auswirkungen der Ausbreitung von Seefrosch und Mauereidechse auf andere Arten oder Auswirkungen klimatischer bzw. witterungsbedingter Einflüsse auf Alpensalamander oder Bergeidechse.
- Dokumentation der Amphibienwanderungen: Standardisierte Zählungen an Amphibienschutzzäunen liefern wichtige Informationen zur Bestandsentwicklung wandernder Arten, vor allem von Grasfrosch und Erdkröte – zwei weit verbreitete und häufige Arten, deren Bestandsentwicklung ein Indikator für den Zustand bzw. die Entwicklung der Gesamtlandschaft ist (GONSCHORREK 2012).
- Laichgewässermonitoring: Ein entsprechendes Angebot an Fortpflanzungsgewässern ist für die meisten Amphibien Voraussetzung für langfristig stabile Bestände. Die Erarbeitung eines Laichgewässerinventars mit Erfassung von Gewässerzustand und der Nutzung durch Amphibien schafft eine wertvolle Datengrundlage und liefert das Wissen für optimierte Artenhilfsmaßnahmen.
- Erhebung von Verbreitungsdaten: Gezielte Kartierungen geben Aufschluss über Arealveränderungen einzelner Arten. Zufallsbeobachtungen liefern wertvolle ergänzende Informationen zur Höhenverbreitung und zu besiedelten Lebensräumen. Hierbei ist die Einbindung der Bevölkerung durch Citizen Science wichtig. Die Zusammenführung dieser Datengrundlagen ist die Basis für künftige Schutzmaßnahmen – eine wesentliche Funktion Roter Listen.

Biotop- und Artenschutzmaßnahmen

Voraussetzung für den langfristigen Erhalt der Amphibien- und Reptilienfauna ist der konsequente Schutz der Lebensräume und deren Vernetzung. Für einzelne Arten sind zudem gezielte Artenhilfsprojekte wichtig, wobei diese dann wiederum Teil des Biotopverbunds werden.

- Neue Laichgewässer sind vor allem für Teichmolch, Kammolch, Gelbbauchunke und Laubfrosch wichtig. Temporäre Gewässer, die jährlich oder in mehrjährigem Abstand trockenfallen, sind von besonderer Bedeutung (vgl. PELLET 2004). Aber auch alle anderen heimischen Arten mit Ausnahme des Alpensalamanders sind auf ein ausreichendes Gewässerangebot angewiesen.
- Isolierte Populationen müssen vernetzt werden, insbesondere in intensiv genutzten Talräumen (vgl. SCHLEGEL et al. 2006). Geeignete Zielart im Rheintal ist beispielsweise der Laubfrosch, der hier in den vergangenen Jahrzehnten große Teile seines



Abb. 117: Neu geschaffenes Amphibienlaichgewässer (Foto: UMG).



Abb. 118: Gezielt angelegte Strukturen für die Zauneidechse (Foto: UMG).

ursprünglichen Verbreitungsareals eingebüßt hat, neu geschaffene Trittsteinbiotope allerdings rasch wieder besiedeln kann (ANGELONE et al. 2010).

- Revitalisierung und angepasster Unterhalt von Fließgewässern schafft Lebensräume und Wanderkorridore für Amphibien und zahlreiche weitere Arten; extensive Pflege von Dämmen und Böschungen erhält Lebensräume für Reptilien wie Zauneidechse und Schlingnatter.
- Amphibientunnel bzw. -leiteinrichtungen an Straßenabschnitten, die Amphibienwanderkorridore queren, verringern die direkte Gefährdung wandernder Arten durch den Verkehr. Vergleichbares gilt für Straßenentwässerungen, Weideroste und andere problematische Strukturen wie Schächte, die zu entschärfen sind.

- In strukturarmen Landschaften sind landschaftstypische Kleinstrukturen und Sonderstandorte wie Hecken, Lesesteinhaufen und Trockenmauern als Lebensräume und Überwinterungsplätze zu schaffen. Holz- und Steinhaufen sind einfache Maßnahmen zur Förderung von Reptilien (vgl. MEYER et al. 2011a, b).
- Der Krankheitserreger *Batrachochytrium salamandrivorans* ist eine große Bedrohung für heimische Amphibien. In Österreich existiert ein Überwachungsprogramm unter Leitung des Tiergartens Schönbrunn (GLASER et al. 2017). Darüber hinaus ist ein Konzept zu erarbeiten, wie bei Auftreten der Krankheit konkret vorzugehen ist.

Information und Öffentlichkeitsarbeit

Ohne breite Akzeptanz in der Bevölkerung ist kein erfolgreicher Schutz der Amphibien und Reptilien möglich. Die Kenntnis der Arten, ihrer Lebensräume und Lebensweise ist die Voraussetzung für aktive Schutzmaßnahmen. Dieses Wissen kann über Medien und Publikationen gefördert werden. Wesentlich ist zudem die unmittelbare Naturerfahrung: Kurse und Exkursionen sind daher unverzichtbar – ein weites Aufgabenfeld für Einrichtungen wie die inatura sowie für die Schutzgebietsbetreuer*innen.

6 Literatur

- ABTEILUNG LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHER RAUM (Hrsg.) (2020): Vorarlberger Alpstatisik. Alpsommer 2019. – 20 S.; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung).
- ALFERMANN, D. (2017): Die Blindschleiche – Reptil des Jahres 2017. – In: KWET, A. (Red.): Reptil des Jahres 2017. Blindschleiche: 38 S. (5-29); Mannheim (Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde e. V.).
- ALFORD, R. A. & RICHARDS, S. J. (1999): Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. – Annual Review of Ecology and Systematics, 30: 133-165.
- ALGE, R. (1999): Lurche und Kriechtiere im Naturschutzgebiet Gsieg-Obere Mälder, Lustenau (Vorarlberg). – Vorarlberger Naturschau - Forschen und Entdecken, 6: 99-109.
- AMANN, G., KÖCKINGER, H., REIMANN, M., SCHRÖCK, C. & ZECHMEISTER, H. (2013): Bryofloristische Ergebnisse der Mooskartierung in Vorarlberg. – Stapfia, 99: 87-140.
- AMANN, G., SCHENNACH, R., KESSLER, J., MAIER, B. & TERZER, S. (2014): Handbuch der Vorarlberger Waldgesellschaften. Gesellschaftsbeschreibungen und waldbaulicher Leitfaden. – 2. Auflage: 159 S.; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Forstwesen (Vc)).
- AMANN, G. (2016): Aktualisierte Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Vorarlbergs. Online-Beilage zu: GRABHERR, G., AMANN, G., BEISER, A. & GRABHER, M.: Das Pflanzenleben Vorarlbergs. – 161 S.; Hohenems (Bucher).
http://www.inatura.at/forschung-online/RL_pflanzen_2016.pdf
- AMANN, G., PUCHTA, A. & BURTSCHER, B. (2020): Monitoring im Hochmoor. Das Götzner Moos vor und nach seiner Renaturierung. – inatura - Forschung online, 75: 42 S.
- AMMANN, R. (2016): Verbreitung und Durchmischung von *Natrix n. natrix* und *Natrix n. helvetica* im Alpenrheintal. – Maturaarbeit, Interstaatliche Maturitätsschule für Erwachsene St. Gallen: 29 S.
- ANDRÁ, E. & DEURINGER-ANDRÁ, M. (2011): Höchstgelegenes Laichhabitat der Wechselkröte (*Bufo viridis*) in Mitteleuropa nördlich des Alpenhauptkammes im Grenzbereich zwischen Bayern und Tirol. Ergebnisse einer 10-jährigen Langzeitbeobachtung. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 18(1): 19-68.
- ANDRÁ, E., ASSMANN, O., DÜRST, T., HANSBAUER, G. & ZAHN, A. (2019): Amphibien und Reptilien in Bayern. – 783 S.; Stuttgart (Ulmer).
- ANDRES, C., FRANKE, F. A., BLEIDORN, C., BERHARD, D. & SCHLEGEL, M. (2015): Phylogenetische Analyse und genetische Differenzierung der Unterarten *Lacerta agilis agilis* und *Lacerta agilis argus*. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 22(1): 25-34.
- ANGELONE, S., FLORY, C., CIGLER, H., RIEDER-SCHMID, J., WYSS, A., KIENAST, F. & HOLDEREGGER, R. (2010): Erfolgreiche Habitatvernetzung für Laubfrösche. – Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 155(3/4): 43-50.
- ANONYMUS (2019): Amphibien Zugstellenerhebung 2019. – unveröff. Bericht: 38 S.; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe – Umwelt und Klimaschutz).
- ARAÚJO, M. B., THUILLER, W. & PEARSON, R. G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. – Journal of Biogeography, 33(10): 1712-1728.
- ARTNZEN, J. W. (2003): *Triturus cristatus* Superspezies – Kammolch-Artenkreis (*Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) – Nördlicher Kammolch, *Triturus carnifex*

- (Laurenti, 1768) – Italienischer Kammolch, *Triturus dobrogicus* (Kiritzescu, 1903) – Donau-Kammolch, *Triturus karelinii* (Strauch, 1870) – Südlicher Kammolch). – In: GROSSENBACHER, K. & THIESMEIER, B. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIA: Schwanzlurche (Urodela) IIA: Salamandridae II: Triturus 1: 406-758 (421-514); Wiebelsheim (Aula).
- ASCHAUER, M. & GRABHER, M. (2009): Artenschutzkonzept für gefährdete Amphibien im Rheintal. Grundlagen. Empfehlungen zum Biotopverbund. – unveröff. Bericht im Auftrag der inatura Erlebnis Naturschau Dornbirn: 96 S.; Bregenz (UMG Umweltbüro Grabher).
- ASCHAUER, M. & GRABHER, M. (2017): Managementplan Natura 2000-Gebiet Rheindelta. Modul Amphibien und Reptilien. – unveröff. Bericht im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe Umwelt- und Klimaschutz: 79 S.; Bregenz (UMG Umweltbüro Grabher).
- ASCHAUER, M. & GRABHER, M. (2018): Ermittlung von Amphibienzugstellen in Vorarlberg. Gemeindeumfrage 2018 / Empfehlungen. – unveröff. Bericht im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe Umwelt- und Klimaschutz: 30 S. + Anhang; Bregenz (UMG Umweltbüro Grabher).
- ASCHAUER, M., GRABHER, M. & LOACKER, I. (2007): Geschichte des Naturschutzes in Vorarlberg. Eine Betrachtung aus ökologischer Sicht. – unveröff. Studie im Auftrag des Vorarlberger Naturschutzrats: 171 S.; Bregenz (UMG Umweltbüro Grabher).
- ASCHAUER, M., GRABHER, M., HUBER, D., LOACKER, I., TSCHISNER, C. & AMANN, G. (2008): Rote Liste gefährdeter Amphibien und Reptilien Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 5: 124 S.; Dornbirn (inatura).
- ASCHAUER, M., LOACKER, I. & GRABHER, M. (2013): Amphibien und Reptilien in den Jagdberggemeinden. – In: STAUB, R. & BEISER, A. (Red.): Naturmonografie Jagdberggemeinden: 359-370; Dornbirn (inatura).
- ASCHAUER, M., GRABHER, M. & LOACKER, I. (2016): Amphibien- und Reptilienbeobachtungen am Stutzberg in Frastanz (Vorarlberg). – inatura - Forschung online, 30: 5 S.
- ASSMANN, O. (2013): Artenschutzpraxis: Anlage von Hackschnitzelhaufen als Eiablageplätze für Äskulapnatter und Ringelnatter. – ANLiegen Natur, 35(2): 16-21.
- AUER, I. & WERNER, R. (Hrsg.) (2001a): Klima von Vorarlberg. Eine anwendungsorientierte Klimatographie. Band I: Lufttemperatur / Bodentemperatur / Wassertemperatur, Luftfeuchte, Bewölkung / Nebel. – 222 S. + Kartenanhang; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung).
- AUER, I. & WERNER, R. (Hrsg.) (2001b): Klima von Vorarlberg. Eine anwendungsorientierte Klimatographie. Band II: Niederschlag und Gewitter, Schnee und Gletscher, Verdunstung, Luftdruck, Wind. – 368 S. + Kartenanhang; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung).
- BAHL, A., LAUE, C., MÄRTENS, B. & PFENNINGER, M. (1997): Einfluß verschiedener Isolationsfaktoren auf den Genfluß von Zauneidechsen-Populationen (*Lacerta agilis*). – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 27: 101-105.
- BAKER, J. M. R. & HALLIDAY, T. R. (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. – The Herpetological Journal, 9(2): 55-63.
- BALLETTO, E. & GIACOMA, C. (1993): Stochastic extinction probability for European populations of *Hyla arborea*: an approach by VORTEX. – In: STUMPEL, A. H. P. & TESTER, U. (Eds.): Ecology and Conservation of the European Tree Frog. Proceedings of the 1st International Workshop on *Hyla arborea*, 13-14 February 1992, Potsdam, Germany: 81-90; Wageningen (DLO Institute for Forestry and Nature Research).
- BARANDUN, J. (1995): Reproductive ecology of *Bombina variegata* (Amphibia). – Dissertation Universität Zürich.
- BARANDUN, J. (1996a): Letzte Chance für den Laubfrosch im Alpenrheintal. Förderungskonzept. – 63 S.; Altstätten (Verein Pro Riet Rheintal) / Dornbirn (Österreichischer Naturschutzbund – Landesgruppe Vorarlberg) / Schaan (Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg).
- BARANDUN, J. (1996b): Vermehrung von Gelbbauchunken: Erkenntnisse und ihre Anwendung im Artenschutz. – Naturschutzreport, 11: 56-60.
- BARANDUN, J. (2001): Habitat und Vermehrung von Laubfröschen (*Hyla arborea*) im Alpenrheintal. – In: KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie, 8(1/2): 71-80.
- BARANDUN, J. & KÜHNIS, J. B. (2001): Reptilien in den Kantonen St. Gallen und beider Appenzell. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 28: 171-210.
- BARANDUN, J. & ZOLLER, J. (2008): Amphibienschutz St. Gallen-Appenzell 1980–2006: Bilanz und Strategie. – Berichte der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft, 91: 145-178.
- BARANDUN, J., HUGENTOBLE, I. & GÜTTINGER, R. (2003): Letzte Chance für den Laubfrosch im Alpenrheintal. Erfolgskontrolle 2002. – 20 S. + Anhang; Dornbirn (Naturschutzbund Vorarlberg) / Altstätten (Verein Pro Riet Rheintal).
- BARANDUN, J., KÜHNIS, J. & DIETSCH, R. (2009a): Massnahmenprogramm Gelbbauchunke Liechtenstein – Sargans – Werdenberg. – Schlussbericht Teil 1: Situation und Förderprogramm: 8 S.; Schaan (Botanisch-Zoologische Gesellschaft BZG).
- BARANDUN, J., KÜHNIS, J. & DIETSCH, R. (2009b): Kunstgewässer zur Förderung von Gelbbauchunken – ein Pilotversuch. – Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 34: 73-78.
- BÄUMLER, Z. & KURZ, M. (2015): Künstliche Laichplätze für die Gelbbauchunke als Mittel für die Bestandsstützung. – Feldherpetologisches Magazin, 3: 22-26.
- BECKER, H. (1986): Inhaltsstoffe von Feuer- und Alpensalamander. – Pharmazie in unserer Zeit, 15(4): 97-106.
- BECKER, N., WELLEN, C., MUCHOW, T. & HANDKE, J. (2020): "Natur auf Zeit" – bestehende Handlungsoptionen. – Natur und Landschaft, 95(4): 172-178.
- BEIERKUHNEIN, C., JENTSCH, A., REINEKING, B., SCHLUMPRECHT, H. & ELLWANGER, G. (Hrsg.) (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 137: 484 S.; Bonn – Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- BERGER, L. (1982): Hibernation of the European water frogs (*Rana esculenta* complex). – Zoologica Poloniae, 29: 57-72.
- BERGER, L. & UZZELL, T. (1980): The eggs of European water frogs (*Rana esculenta* complex) and their hybrids. – Folia biologica, 28(1): 3-25.
- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D. E., CUNNINGHAM, A. A., GOGGIN, C. L., SLOCOMBE, R., RAGAN, M. A., HYATT, A. D., McDONALD, K. R., HINES, H. B., LIPS, K. R., MARANTELLI, G. & PARKES, H. (1998): Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. – Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, 95(15): 9031-9036.

- BERNAUER, A. & JACOBY, H. (1994): Bodensee. Naturreichtum am Alpenrand. Natur-Reiseführer durch eine der vielfältigsten Landschaften Mitteleuropas. – 175 S.; Überlingen (Naturerbe).
- BEUKEMA, W., MARTEL, A., NGUYEN, T. T., GOKA, K., SCHMELLER, D. S., YUAN, Z., LAKING, A. E., NGUYEN, T. Q., LIN, C.-F., SHELTON, J., LOYAU, A. & PASMANS, F. (2018): Environmental context and differences between native and invasive observed niches of *Batrachochytrium salamandrivorans* affect invasion risk assessments in the Western Palaearctic. – *Diversity and Distributions*, 24(12): 1788-1801.
- BEUTLER, A. & HECKES, U. (1991): Die Entwicklung der Amphibienbestände im Ballungsgebiet München. Amphibienerfassung der Stadtbiotopkartierung im Vergleich zu älteren Daten. – *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz*, 113: 77-88.
- BISCHOFF, W. (1984): *Lacerta agilis* Linnaeus 1758 – Zauneidechse. – In: BÖHME W. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*, Band 2/I: Echsen (Sauria) II (Lacertidae II: Lacerta): 416 S. (23-68); Wiesbaden (Aula).
- BIELBY, J., BOVERO, S., SOTGIU, G., TESSA, G., FAVELLI, M., ANGELINI, C., DOGLIO, S., CLARE, F. C., GAZZANIGA, E., LAPIETRA, F. & GARNER, T. W. J. (2009): Fatal chytridomycosis in the tyrrhenian painted frog. – *EcoHealth*, 6(1): 27-32.
- BLAB, J. (1986): *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 18 (3., erweiterte und neubearbeitete Aufl.): 150 S.; Greven (Kilda).
- BLAB J. & VOGEL H. (2002): *Amphibien und Reptilien erkennen und schützen. Alle mitteleuropäischen Arten. Biologie, Bestand, Schutzmaßnahmen*. – 3. durchgesehene Aufl.: 159 S.; München (BLV).
- BLANKE, I. (2010): Die Zauneidechse. Zwischen Licht und Schatten. – *Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie*, 7: 176 S.
- BLANKE, I. & LORENZ, S. (2019): Mauereidechsen in Niedersachsen – streng geschützte oder invasive Art? – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*, 38(4): 229-234.
- BLANKE, I. & VÖLKL, W. (2015): Zauneidechsen – 500 m und andere Legenden. – *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 22(1): 115-124.
- BÖLL, S. (2015): Eigenverantwortung im Amphibienschutz. Verschleppung und Verbreitung gefährlicher wasserbürtiger Amphibienkrankheiten vermeiden. – *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 47(6): 191-193.
- BÖLL, S., TOBLER, U., GEIGER, C. C., HANSBAUER, G. & SCHMIDT, B. R. (2014): Unterschiedliche Bd-Prävalenzen und -Befallsstärken verschiedener Amphibienarten und Entwicklungsstadien an einem Chytridpilz belasteten Standort in der bayerischen Rhön. – *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 21(2): 183-194.
- BONARDI, A., MANENTI, R., CORBETTA, A., FERRI, V., FIACCHINI, D., GIOVINE, G., MACCHI, S., ROMANAZZI, E., SOCCINI, C., BOTTONI, L., PADOA-SCHIOPPA, E. & FICETOLA, G. F. (2011): Usefulness of volunteer data to measure the large scale decline of “common” toad populations. – *Biological Conservation*, 144(9): 2328-2334.
- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001): Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. – *Biological Conservation*, 97(3): 331-337.
- BRENNEISEN, S., LOHRI, D., SCHAUB, M. & BOUNAËJA, Y. (2013): Amphibien in Kläranlagen. – *Natur/Landschaft Inside*, 2013 (2): 23-26.
- BREUER, P. (1992): Amphibien und Fische – Ergebnisse experimenteller Freilanduntersuchungen. – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 6*: 117-133.
- BRINGSØE, H. (2001): *Trachemys scripta* (Schöepff, 1792) – Buchstaben-Schmuckschildkröte. – In: FRITZ, U. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/IIIA: Schildkröten (Testudines) I (Bataguridae, Testudinidae, Emydidae): 594 S. (525-583); Wiebelsheim (Aula).
- BROGGI, M. F. (1985): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Walgauer Talsohle. – 169 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1986): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Rheintal – Talgemeinden des Bezirks Feldkirch. – 263 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1987a): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Klostertal. – Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1987b): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Kleines Walsertal. – 320 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1987c): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Rheintal – Höhenems – Lustenau – Fussach – Gaissau – Höchst – Hard (linksrheinisch). – 291 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1988a): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Walgau Hanglagen (Schattseite). – 243 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1988b): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Walgau Hanglagen (Sonnenseite). – 284 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1988c): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Vorderland. – 378 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1988d): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Mittlerer Bregenzerwald. Teilgebiet A (Gemeinden südlich der Subersach). – 578 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. (1988e): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Mittlerer Bregenzerwald. Teilgebiet B (Gemeinden nördlich der Subersach). – 360 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- BROGGI, M. F. & WILLI, G. (1998): Vorarlberger Amphibienwanderwege. – *Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken*, 4: 9-84.
- BROWN, R. F., GIST, D. H. & TAYLOR, D. H. (1995): Home range ecology of an introduced population of the European wall lizard *Podarcis muralis* (Lacertilia; Lacertidae) in Cincinnati, Ohio. – *The American Midland Naturalist*, 133(2): 344-359.
- BRUHIN, T. A. (1867): Zur Wirbelthierfauna Vorarlbergs. – *Der Zoologische Garten*, 8: 394-397 und 434-437.
- BRUHIN, T. A. (1868): Die Wirbelthiere Vorarlbergs. Eine Aufzählung der bis jetzt bekannten Säugethiere, Vögel, Amphibien und Fische Vorarlbergs, einschliesslich des Rheinthales und des Bodensee's. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien*, 18: 223-262.
- BRÜHL, C. A., SCHMIDT, T., PIEPER, S. & ALSCHER, A. (2013): Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? – *Scientific Reports*, 3: 1135.
- BÜHLER, C., CIGLER, H. & LIPPUNER, M. (2007): Amphibienlarven der Schweiz. Bestimmung. – *Fauna Helvetica*, 17: 32 S. (karch/CSCF/SEG).
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (2001): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien*. – 880 S.; Wien (Umweltbundesamt).

- CARRIER, J.-A. & BEEBEE, T. J. C. (2003): Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. – *Biological Conservation*, 111 (3): 395-399.
- CAYUELA, H., ARSOVSKI, D., BONNAIRE, E., DUGUET, R., JOLY, P. & BESNARD, A. (2016): The impact of severe drought on survival, fecundity, and population persistence in an endangered amphibian. – *Ecosphere*, 7(2): e01246.
- CAYUELA, H., BESNARD, A., QUAY, L., HELDER, R., LÉNA, J.-P., JOLY, P. & PICHENOT, J. (2018): Demographic response to patch destruction in a spatially structured amphibian population. – *Journal of Applied Ecology*, 55(5): 2204-2215.
- CHAMAILLÉ-JAMMES, S., MASSOT, M., ARAGÓN, P. & CLOBERT, J. (2006): Global warming and positive fitness response in mountain populations of common lizards *Lacerta vivipara*. – *Global Change Biology*, 12(2): 393-402.
- CLASSEN, A., HIRLER, A. & OPPERMANN, R. (1996): Auswirkungen unterschiedlicher Mähgeräte auf die Wiesenfauna in Nordost-Polen. Untersucht am Beispiel von Amphibien und Weißstorch. – *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 25(5): 139-144.
- CRUZ, M. J., REBELO, R. & CRESPO, E. G. (2006): Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. – *Ecography*, 29(3): 329-338.
- CUNNINGHAM, A. A., HYATT, A. D., RUSSEL, P. & BENNETT, P. M. (2007): Experimental transmission of a ranavirus disease of common toads (*Bufo bufo*) to common frogs (*Rana temporaria*). – *Epidemiology & Infection*, 135(7): 1213-1216.
- CZACHS, C., HANREICH, C., GANTNER, B., BRANDENBURG, C., PINTAR, M. & MURSCH-RADLGRUBER, E. (2017): Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Aktivitätsphasen von Tieren am Beispiel der Amphibien in Österreich und Nutzung der Pflanzenphänologie als Indikator. – Endbericht von StartClim2016.B in StartClim2016, im Auftrag von BMLFUW, BMWF, ÖBf & Land Oberösterreich: 134 S.; Wien (Universität für Bodenkultur).
- DALBECK, L., LÜSCHER, B. & OHLHOFF, D. (2007): Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland. – *Amphibia-Reptilia*, 28(4): 493-501.
- DALLA TORRE, K. W. v. (1879): Die Wirbelthiere von Vorarlberg in analytischen Bestimmungstabellen dargestellt. – *Berichte der Lehrer- und Lehrerinnenbildungsanstalt Innsbruck, 1876/77-1878/79*: 3-70.
- DALLA TORRE, K. W. v. (1891): *Pelias Berus* L., *Vipera Aspis* L. und *V. Ammodytes* L. in Tirol und Vorarlberg. Eine zoogeographische Studie. – *Programm des kaiserlich-königlichen Staats-Gymnasiums in Innsbruck*, 42: 3-15.
- D'AMEN, M. & BOMBI, P. (2009): Global warming and biodiversity: Evidence of climate-linked amphibian declines in Italy. – *Biological Conservation*, 142(12): 3060-3067.
- DELY, O. G. (1981): *Anguis fragilis* L. 1758 – Blindschleiche. – In: BÖHME W. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 1: Echsen (Sauria) I (Gekkonidae, Agamidae, Chamaeleonidae, Anguidae, Amphisthenidae, Scincidae, Lacertidae I): 520 S. (241-258); Wiesbaden (Aula).
- DENOËL, M. & LEHMANN, A. (2006): Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. – *Biological Conservation*, 130(4): 495-504.
- DIMT, G. (1996): Frösche, Kröten, Salamander. Ein ethologischer Streifzug durch die Welt der Lurche. – In: HÖDL, W. & AUBRECHT, G. (Hrsg.): *Frösche, Kröten, Unken. Aus der Welt der Amphibien*. Stapfia, 47: 249-259.
- DITTRICH, C. (2019): Amphibien taskforce – Bürgerwissenschaften im Steigerwald. – *amphibia*, 18(1): 18-22.
- DUFRESNES, D. & DUBÉY, S. (2020): Invasion genomics supports an old hybrid swarm of pool frogs in Western Europe. – *Biological Invasions*, 22(2): 205-210.
- DUFRESNES, C., DI SANTO, L., LEUENBERGER, J., SCHUERCH, J., MAZEPA, G., GRANDJEAN, N., CANESTRELLI, D., PERRIN, N. & DUBÉY, S. (2017a): Cryptic invasion of Italian pool frogs (*Pelophylax bergeri*) across Western Europe unraveled by multilocus phylogeography. – *Biological Invasions*, 19(5): 1407-1420.
- DUFRESNES, C., DENOËL, M., DI SANTO, L. & DUBÉY, S. (2017b): Multiple uprising invasions of *Pelophylax* water frogs, potentially inducing a new hybridogenetic complex. – *Scientific Reports*, 7: 6506.
- DUFRESNES, C., LEUENBERGER, J., AMRHEIN, V., BÜHLER, C., THIÉBAUD, J., BOHNENSTENGEL, T. & DUBÉY, S. (2018): Invasion genetics of marsh frogs (*Pelophylax ridibundus* sensu lato) in Switzerland. – *Biological Journal of the Linnean Society*, 123(2): 402-410.
- DUFFUS, L. J. & CUNNINGHAM, A. A. (2010): Major disease threats to European amphibians. – *The Herpetological Journal*, 20(3): 117-127.
- ECKSTEIN, H.-P. (1993): Untersuchungen zur Ökologie der Ringelnatter (*Natrix natrix* Linnaeus 1758). – *Jahrbuch für Feldherpetologie, Beiheft 4*: 145 S.; Duisburg (Verlag für Ökologie und Faunistik).
- EIGENBROD, F., HECNAR, S. J. & FAHRING, L. (2008): The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. – *Biological Conservation*, 141(1): 35-46.
- EISELT, J. (1961): *Amphibia, Reptilia*. – *Catalogus Faunae Austriae, Teil XXI* ab: 21 S.; Wien (ÖAW / Springer).
- ENGELMANN, W.-E. (1993): *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768) – Schlingnatter, Glatt- oder Haselnatter. – In: BÖHME, W. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/I: Schlangen (Serpentes) I (Typhlopidae, Boidae, Colubridae 1: Colubrinae): 479 S. (200-245); Wiesbaden (Aula).
- ESSL, F. & ZULKA, K. P. (2005): Die Anwendung von Gefährdungsindikatoren und Kriterien in den Roten Listen: Überblick, Anwendungsbeispiele aus Österreich und Perspektiven. – In: BLAB, J. et al.: *Rote Listen – Barometer der Biodiversität. Entstehungsgeschichte und neuere Entwicklungen in Deutschland, Österreich und der Schweiz*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 18: 239-259.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (Hrsg.) (2007): *Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG*. – Endgültige Fassung, Februar 2007: 96 S.
- FACHDIENST NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1999): *Fallenwirkung und Entschärfung der Straßenentwässerung in Amphibienlebensräumen*. – *Naturschutz-Praxis Artenschutz, Merkblatt 1*: 4 S.; Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).
- FALGER, F. (o. J.): *Tierwelt Vorarlbergs*. – *Heimatkunde von Vorarlberg*, 4: 47 S.; Wien (Schulwissenschaftlicher Verlag Haase).
- FELDMANN, R. (1987): Überwinterung, Ortstreue und Lebensalter des Feuersalamanders, *Salamandra salamandra terrestris*. *Schlussbericht einer Langzeituntersuchung*. – *Jahrbuch für Feldherpetologie*, 1: 33-44.
- FICETOLA, G. F., RÖDDER, D. & PADOA-SCHIOPPA, E. (2012): *Trachemys scripta* (slider terrapin). – In: FRANCIS, R. A. (Ed.): *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. 456 pp. (331-339); London (Earthscan / Routledge).

- FISCHEREIVERBAND FÜR DAS LAND VORARLBERG (Hrsg.) (2014): Fischerei in Vorarlberg. Grundlagen der Angelfischerei, Fischbiologie und Gewässerkunde. – 268 S.; Hard (Eigenverlag).
- FRANKLINOS, L. H. V., LORCH, J. M., BOHUSKI, E., RODRIGUEZ-RAMOS FERNANDEZ, J., WRIGHT, O. N., FITZPATRICK, L., PETROVAN, S., DURRANT, C., LINTON, C., BALÁŽ, V., CUNNINGHAM, A. A. & LAWSON, B. (2017): Emerging fungal pathogen *Ophidiomyces ophiodiicola* in wild European snakes. – Scientific Reports, 7: 3844.
- FREYTAG, G. E. (2002): Feuersalamander und Alpensalamander. – Die Neue Brehm-Bücherei, 142. – Nachdruck der 1. Aufl. von 1955 (3. unveränderte Aufl): 79 S.; Hohenwarsleben (Westarp Wissenschaften).
- FRIEBE, J. G. (2004): Zur Geologie Vorarlbergs – eine Einführung unter besonderer Berücksichtigung verkarstungsfähiger Gesteine. – Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 15: 19-40.
- FRIEBE, J. G. (2007): Vorarlberg. – Geologie der österreichischen Bundesländer: 174 S., Wien (Geologische Bundesanstalt).
- FRITZ, U. (2001): *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) – Europäische Sumpfschildkröte. – In: FRITZ, U. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIIA: Schildkröten (Testudines) I (Bataguridae, Testudinidae, Emydidae): 594 S. (343-515); Wiebelsheim (Aula).
- FRONMÜLLER, W. (1882): Zoologische Notizen. – In: PFISTER, O. VON.: Das Montavon mit dem oberen Paznaun. Ein Taschenbuch für Fremde und Einheimische. 243 S. (121-123); Lindau (Ludwig).
- GALLOY, V. & DENOËL, M. (2010): Detrimental effect of temperature increase on the fitness of an amphibian (*Lissotriton helveticus*). – Acta Oecologica, 36(2): 179-183.
- GAUS CAPREZ, S. & ZUMBACH, S. (2013): Amphibien in Entwässerungsanlagen. – 11 S.; Neuenburg (karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz).
- GEMEL, R. & WÖSS, G. (2020): Neue bemerkenswerte Beobachtungen zu allochthonen Schildkröten in Österreich. – ÖGH-Aktuell, 56: 16-20.
- GEMEL, R., MAROLT, M. & OCHSENHOFER, G. (2005): Ungewöhnliche „Naturbrut“ einer Rotwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*) in der Südsteiermark. – ÖGH-Aktuell, 15: 9-11.
- GEMSCH, J. (2015): Merkblatt Eiablageplätze für die Ringelnatter (*Natrix natrix*). – 2 S.; Sursee (Kanton Luzern, Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement, Landwirtschaft und Wald (lawa)).
- GLANDT, D. (2004): Der Laubfrosch. Ein König sucht sein Reich. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 8: 128 S.
- GLANDT, D. (2015): Die Amphibien und Reptilien Europas. Alle Arten im Porträt. – 716 S.; Wiebelsheim (Quelle & Meyer).
- GLANDT, D. (2016): Amphibien und Reptilien in Gefahr – Schutzmaßnahmen sind dringend notwendig. – In: Glandt, D.: Amphibien und Reptilien. Herpetologie für Einsteiger, 246 S. (149-169); Berlin – Heidelberg (Springer).
- GLASER, F. (2004): Amphibien und Reptilien in den Auen der Alfenz (Klostertal, Vorarlberg) – Verbreitung, Ökologie und Schutz. – Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 14: 113-142.
- GLASER, F. (2005): Rote Liste gefährdeter Ameisen Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 3: 127 S.; Dornbirn (inatura).
- GLASER, F., GRABHER, M., LUDWIG, G., MUNIMANDA, G., PECHLANER, G., KAUFMANN, P., SCHWEIGER, S., SMITH, S., SMOLE-WIENER, K., WAMPULA, T., WEISSENBACHER, A., WALZER, C. & PREINIGER, D. (2017): *Batrachochytrium salamandrivorans* Monitoring in Austria – experiences from Lake Constance to Vienna. – In: SEH 2017. 19th European Congress of Herpetology. Programme & Abstracts. University of Salzburg, Austria, September 18th – 23rd 2017: p. 31.
- GLAW, F., FRANZEN, M., OEFELE, M., HANSBAUER, G. & KINDLER, C. (2019): Genetischer Erstnachweis, Verbreitung und süd-alpine Herkunft der Barrenringelnatter (*Natrix helvetica* spp.) in Bayern. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 26(1): 1-20.
- GNAIGER, E. (1974): Die Lurche. – In: Vorarlberger Naturschau. Katalog 1 Zoologie. 197 S. (172-173); Dornbirn (Vorarlberger Naturschau).
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). – In: ZULKA, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/2: 515 S. (37-60); Wien (Böhlau).
- GOLLMANN, B. & GOLLMANN, G. (2012): Die Gelbbauchunke. Von der Suhle bis zur Radspur. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 4: 176 S.
- GONSCHORREK, K. (2012): Die häufigen Amphibienarten als Bioindikatoren. Methoden für ein Langzeitmonitoring. – Natur in NRW, 37(3): 30-33.
- GRABHER, M. (Red.) (2005): Kartierung der Landnutzung im Talraum des Vorarlberger Rheintals. Eine Grundlage für ökologische Planungen, Bewertungen und ein Landschaftsmonitoring. – unveröff. Bericht im Auftrag des Vorarlberger Naturschutzrats: 121 S.; Hard (UMG Umweltbüro Grabher).
- GRABHER, M. (2017): Von stummen Fröschen und beinlosen Echsen. Lurche und Kriechtiere. – In: STADLER, G. & STAUB, R. (Red.): Natur im Schatten. Stutz – Stutzberg – Bazora. Die Wunderwelt ob Frastanz: 311 S. (197-207); Hohenems (Bucher) / Dornbirn (inatura).
- GRABHER, M. (2019): Über Eidechsen und Frösche: Briefwechsel mit Franz von Leydig. – In: MEUSBURGER, W. (Bearb.): Norman Douglas. 10. Symposium. Bregenz und Thüringen, Vorarlberg, 12./13.10.2018: 55-65; Bregenz (Norman Douglas Forschungsstelle) & Düns – Feldkirch (Neugebauer).
- GRABHER, M. & ASCHAUER, M. (2020): Italienische Wasserfrösche (*Pelophylax bergeri*) in Vorarlberg, Österreich. Umwelt-DNA (eDNA) zur Artbestimmung. – inatura - Forschung online, 74: 5 S.
- GRABHER, M. & NIEDERER, W. (2011): Der Fadenmolch *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789), eine neue Amphibienart für Österreich. – UMG Berichte, 7: 7 S.; Bregenz (UMG Umweltbüro Grabher).
- GRABHER, M., ASCHAUER, M., STRAUSS, A. & LOACKER, I. (2015): Ausbreitung des Seefrosches (*Pelophylax ridibundus*) im Vorarlberger Rheintal. – inatura - Forschung online, 14: 5 S.
- GRABHERR, G. (1984): Biotopinventar Montafon. – 959 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1986): Biotopinventar Bregenz, Hofsteiggemeinden, Dornbirn. – 409 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1987a): Biotopinventar Dornbirn Berggebiet. – 311 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1987b): Biotopinventar Nordvorarlberg. – 361 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).

- GRABHERR, G. (1988a): Biotopinventar Hinterer Bregenzerwald. – 636 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1988b): Biotopinventar Brandnertal. – 274 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1988c): Biotopinventar Lech. – 95 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1988d): Biotopinventar Großes Walsertal. – 337 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G. (1989): Biotopinventar Lorüns/Stallehr. – 84 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- GRABHERR, G., AMANN, G., BEISER, A. & GRABHER, M. (2016): Das Pflanzenleben Vorarlbergs. Blütenpflanzen, Farne, Schachtelhalme, Bärlappe und deren Vergesellschaftung mit Roten Listen. – 255 S.; Hohenems (Bucher).
- GREDLER, V. (1872): Fauna der Kriechthiere und Lurche Tirol's. – Programm des Gymnasiums von Bozen, 22: 1-43.
- GRENOT, C. J., GARCIN, L., VOITURON, Y., HÉROLD, J.-P. & TSÉRÉ-PAGÈS, H. (1999): Nutritional budget and cold tolerance, during natural hibernation, in the European common lizard (*Lacerta vivipara*). – In: MIAUD, C. & GUYÉTANT, R. (Eds.): Current studies in Herpetology. Proceedings of the 9th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica, 25 - 29 August 1998, Le Bourget du Lac, France: 478 pp. (147-159); Le Bourget du Lac (SEH).
- GRETLEK, K. (1938): Mein Giftschlangenfänger am Arlberg. – In: GRETLEK, K.: Der Schlangen-König aus Luzern: 47 S. (41-44); Luzern (K. Gretler, Eigenverlag).
- GREVEN, H. & GÜEX, G.-D. (2018): Histology and fine structure of epidermal papillomas in the Alpine newt *Ichthyosaura alpestris* (Urodela: Salamandridae). – Vertebrate Zoology, 68(1): 5-19.
- GRIFFITHS, R. A., SEWELL, D. & MCCREA, R. S. (2010): Dynamics of a declining amphibian metapopulation: Survival, dispersal and the impact of climate. – Biological Conservation, 143(2): 485-491.
- GROSSE, W.-R. (1994): Der Laubfrosch *Hyla arborea*. – Die Neue Brehm-Bücherei, 615: 211 S.; Magdeburg (Westarp Wissenschaften).
- GROSSE, W.-R. (2011): Der Teichmolch *Lissotriton vulgaris*. – Die Neue Brehm-Bücherei, 117: 274 S.; Magdeburg (Wolf).
- GROSSE, W.-R. (2020): Der Fadenmolch *Lissotriton helveticus*. – Die neue Brehm-Bücherei, 503: 140 S.; Magdeburg (Wolf).
- GROSSE, W.-R. & SEYRING, M. (2015): Schlingnatter – *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768). – In: GROSSE, W.-R., SIMON, B., SEYRING, M., BUSCHENDORF, J., REUSCH, J., SCHILDHAUER, F., WESTERMANN, A. & ZUPPKE, U. (Bearb.): Die Lurche und Kriechtiere (Amphibia et Reptilia) des Landes Sachsen-Anhalt unter besonderer Berücksichtigung der Arten der Anhänge zur Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie sowie der kennzeichnenden Arten der Fauna-Flora-Habitat-Lebensraumtypen. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 4: 640 S. (489-510).
- GROSSENBACHER, K. (1988): Verbreitungsatlas der Amphibien der Schweiz. – Documenta Faunistica Helvetiae, 7: 207 S.; Basel (CSCF / SBN).
- GROSSENBACHER, K. (2014): Der Bergmolch. Lebensweise und Schutzmöglichkeiten. – 4 S.; Neuchâtel (Karch - Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz).
- GRUSCHWITZ, M. & BÖHME, W. (1986): *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) – Mauer-eidechse. – In: BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 2/II: Echsen (Sauria) III (Lacertidae III: Podarcis): 434 S. (155-208); Wiesbaden (Aula).
- GÜEX, G. D. & GROSSENBACHER, K. (2004): *Salamandra atra* Laurenti, 1768 – Alpensalamander. – In: THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIB: Schwanzlurche (Urodela) IIB: Salamandridae III: Triturus 2, Salamandra: 760-1149 (975-1028); Wiebelsheim (Aula).
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U. & ACHTZIGER, R. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen von planungsrelevanten Tiergruppen in Deutschland zur Ergänzung der bestehenden Roten Listen gefährdeter Tiere. – In: GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (Bearb.): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 21: 605 S.
- GÜNTHER, R. (1990): Die Wasserfrösche Europas (Anura – Froschlurche). – Die Neue Brehm-Bücherei, 600: 288 S.; Lutherstadt Wittenberg (Ziemsen).
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – 825 S.; Jena (Gustav Fischer).
- GUSTAFSON, D. H., MALMGREN, J. C. & MIKUSIŃSKI, G. (2011): Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purpose – a study on the great crested newt (*Triturus cristatus*). – Annales Zoologici Fennici, 48(5): 295-307.
- GUTLEB, B., HAPP, H. & EISANK, M. (2011): Amphibien und Reptilien Kärntens. – Natur Kärnten, 5: 184 S.; Klagenfurt (Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten).
- GVOŽDÍK, V., JANDZIK, D., LYMBERAKIS, P., JABLONSKI, D. & MORAVEC, J. (2010): Slow worm, *Anguis fragilis* (Reptilia: Anguillidae) as a species complex: Genetic structure reveals deep divergences. – Molecular Phylogenetics and Evolution, 55(2): 460-472.
- GVOŽDÍK, V., BENKOVSKÝ, N., CROTTINI, A., BELLATI, A., MORAVEC, J., ROMANO, A., SACCHI, R. & JANDZIK, J. (2013): An ancient lineage of slow worms, genus *Anguis* (Squamata: Anguillidae), survived in the Italian Peninsula. – Molecular Phylogenetics and Evolution, 69(3): 1077-1092.
- HABERMEHL, G. G. (1994): Gift-Tiere und ihre Waffen. – 5. aktualisierte und erweiterte Aufl.: 245 S.; Berlin/Heidelberg (Springer).
- HAHN-SIRY, G. (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis* (Linnaeus, 1758). – In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Band 2. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 19: 550 S. (345-356); Landau (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz (GNOR)).
- HANSBAUER, G., DISTLER, C., MALKMUS, R., SACHTELEBEN, J., VÖLKL, W. & ZAHN, A. (2019a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Bayerns. Stand 2019. – UmweltSpezial: 27 S.; Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)).
- HANSBAUER, G., ASSMANN, O., MALKMUS, R., SACHTELEBEN, J., VÖLKL, W. & ZAHN, A. (2019b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Kriechtiere (Reptilia) Bayerns. Stand 2019. – UmweltSpezial: 19 S.; Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)).
- HAPP, F. (1974): Die Kriechtiere. – In: Vorarlberger Naturschau. Katalog 1 Zoologie. 197 S. (170-171); Dornbirn (Vorarlberger Naturschau).
- HARTLEY, S. & KUNIN, W. E. (2003): Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. – Conservation Biology, 17(6): 1559-1570.

HARTMANN-FRICK, H. (1959): Die Tierwelt des prähistorischen Siedlungsplatzes auf dem Eschner Lutzengüetle, Fürstentum Liechtenstein. (Neolithikum bis La Tène). – Jahrbuch des Historischen Vereins für das Fürstentum Liechtenstein, 59: 5-223.

HEINE, G. (1987): Einfache Meß- und Rechenmethode zur Ermittlung der Überlebenschance wandernder Amphibien beim Überqueren von Straßen. – In: HÖLZINGER, J. & SCHMID, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 41: 437-479.

HELPER, V., BROQUET, T. & FUMAGALLI, L. (2012): Sex-specific estimates of dispersal show female philopatry and male dispersal in a promiscuous amphibian, the alpine salamander (*Salamandra atra*). – Molecular Ecology, 21(19): 4706-4720.

HEUSER, H. (1972): Sensation am Froschteich: Quaken da nur Bastarde? – Kosmos, 68(5): 198-202.

HEYM, A., DEICHSEL, G., HOCHKIRCH, A., VEITH, M. & SCHULTE, U. (2013): Do introduced wall lizards (*Podarcis muralis*) cause niche shifts in a native sand lizard (*Lacerta agilis*) population? A case study from south-western Germany. – Salamandra, 49(2): 97-104.

HOFER, U. (1993): Zur Situation der Schlingnatter (*Coronella austriaca*, Laurenti 1768) in der Schweiz. – In: GRUSCHWITZ, M., KORNACKER, P. M., PODLOUCKY, R., VÖLKL, W. & WAITZMANN, M. (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete. Mertensiella, 3: 91-104.

HOFER-POLIT, D. (1998): Aussterben von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* durch die Ausbreitung von *Rana ridibunda*. – Elaphe, 6(2): 79-80.

HOFER, U., MONNEY, J.-C. & DUŠEJ, G. (2001): Die Reptilien der Schweiz. Verbreitung, Lebensräume, Schutz. – 202 S.; Basel (Birkhäuser).

HOLDEREGGER, R., STAFFER, A., SCHMIDT, B., GRÜNIG, C., MEIER, R., CSENCICS, D. & GASSER, M. (2019): Werkzeugkasten Naturschutzgenetik: eDNA Amphibien und Verbund. – WSL Berichte, 81: 56 S.

HOLSBECK, G., MERGEAY, J., HOTZ, H., PLÖTNER, J., VOLCKAERT, F. A. M. & DE MEESTER, L. (2008): A cryptic invasion within an invasion and widespread introgression in the European water frog complex: consequences of uncontrolled commercial trade and weak international legislation. – Molecular Ecology, 17(23): 5023-5035.

HONEGGER, R. E. (1981): Threatened Amphibians and Reptiles in Europe. – Supplementary Volume of "Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas". 158 pp.; Wiesbaden (Akademische Verlagsgesellschaft).

HORNER, H. A. & MACGREGOR, H. C. (1985): Normal Development in Newts (*Triturus*) and its Arrest as a Consequence of an Unusual Chromosomal Situation. – Journal of Herpetology, 19(2): 261-270.

HORREO, J. L., PELAEZ, M. L., SUÁREZ, T., BREEDVELD, M. C., HEULIN, B., SURGET-GROBA, Y., OKSANA, T. A. & FITZE, P. S. (2018): Phylogeography, evolutionary history and effects of glaciations in a species (*Zootoca vivipara*) inhabiting multiple biogeographic regions. – Journal of Biogeography, 45(7): 1616-1627.

HUBER, D. (1999): Die Verbreitung der Amphibien und Reptilien im Kleinwalsertal, Österreich, mit Anmerkungen zur Ökologie und Zoogeographie. – Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 7: 141-154.

HUBER, D. (2003): Die Amphibien und Reptilien im Frastanzer Ried (Vorarlberg, Österreich). – Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 13: 149-166.

HUBER, D. & AMANN, G. (2003): Amphibien und Reptilien in Göfis – wertvolle Lebensräume erhalten und aufwerten. Ein Projekt des Naturschutzbundes Vorarlberg. – unveröff. Bericht: 31 S.

HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 1: 112 S. & 1 CD-ROM; Dornbirn (Vorarlberger Naturschau).

HUMBERT, J.-Y., GHAZOU, J. & WALTER, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. – Agriculture, Ecosystems and Environment, 130(1-2): 1-8.

INDERMAUR, L. (2011): Kröten brauchen mehr Raum und Altholz. – Eawag News, 71: 22-25.

INDERMAUR, L. & SCHMIDT, B. R. (2011): Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. – Ecological Applications, 21(7): 2548-2554.

INFO FAUNA - KOORDINATIONSSTELLE FÜR AMPHIBIEN- UND REPTILIENSCHUTZ IN DER SCHWEIZ (KARCH) (o.J.): Fadenmolch *Lissotriton helveticus* (Razoumowskyi, 1789). – <http://www.karch.ch/karch/de/home/amphibien/amphibienarten-der-schweiz/fadenmolch.html> (letzter Zugriff: 02.10.2020)

IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION (2012): IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1 Second Edition. – 32 pp.: Gland (IUCN International Union for Conservation of Nature).

JABLONSKI, D., NAGY, Z. T., AVCI, A., OLGUN, K., KUKUSHKIN, O. V., SAFAEI-MAHROO, B. & JANDZIK, D. (2019): Cryptic diversity in the smooth snake (*Coronella austriaca*). – Amphibia-Reptilia, 40(2): 179-192.

JÄGER, D. (2013): Rote Liste gefährdeter Wasserpflanzen Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 6: 200 S.; Dornbirn (inatura).

JANETSCHKE, H. (o.J.): Die Tierwelt Vorarlbergs. – nicht verwendetes Manuskript, unveröff. Archiv inatura Erlebnis Naturschau Dornbirn.

JANETSCHKE, H. (1961): Das Tierreich. – In: ILG, K. (Hrsg.): Landes- und Volkskunde. Geschichte, Wirtschaft und Kunst Vorarlbergs, Band 1: 244 S. (173-240); Innsbruck (Wagner).

JEHLE, R. (2000): The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). – The Herpetological Journal, 10(4): 137-142.

JEHLE, R. & SINSCH, U. (2007): Wanderleistung und Orientierung von Amphibien: eine Übersicht. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 14(2): 137-152.

JENNY, M. (2008): The decline of Great Crested Newts in Switzerland – determining the important factors. – Diplomarbeit Universität Bern: 24 S.

JÖGER, U., GUICKING, D., KALYABINA-HAUF, S., LENK, P., NAGY, Z. T. & WINK, M. (2006): Phylogeographie, Artbildung und postpleistozäne Einwanderung mitteleuropäischer Reptilien. – In: SCHLÜPMANN, M. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Areale und Verbreitungsmuster. Genese und Analyse. Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 10: 29-59.

KABISCH, K. (1999): *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) – Ringelnatter. – In: BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIA: Schlangen II, Serpentes II: Colubridae 2 (Boiginae, Natricinae): 481-815 (513-580); Wiesbaden (Aula).

KERN, E. (1930): Das Vorkommen der Kreuzotter in Vorarlberg. – Holunder. Wochen-Beilage der Vorarlberger Landes-Zeitung für Volkstum, Bildung und Unterhaltung, 8(25): 3 und 8(26): 3-4.

- KIK, M., MARTEL, A., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., PASMANS, F., WOHLSEIN, P., GRÖNE, A. & RIJKS, J. M. (2011): Rana-virus associated mass mortality in wild amphibians, The Netherlands 2010: a first report. – The Veterinary Journal, 190(2): 284-286.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. – FBVA-Berichte, 82: 60 S.; Wien (Forstliche Bundesversuchsanstalt).
- KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. – Natur und Landschaft in Vorarlberg, 3: 278 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).
- KILZER, R., AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 2: 254 S.; Dornbirn (Vorarlberger Naturschau).
- KILZER, R., WILLI, G. & KILZER, G. (2011): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. – 443 S.; Hohenems (Bucher).
- KINDLER, C. & FRITZ, U. (2014): Neue genetische Erkenntnisse zur Taxonomie und Phylogeographie der Ringelnatter (*Natrix natrix*) sowie der Großkopfringelnatter (*N. megalcephala*). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 21(1): 1-14.
- KINDLER, C., CHÈVRE, M., URSENBACHER, S., BÖHME, W., HILLE, A., JABLONSKI, D., VAMBERGER, M. & FRITZ, U. (2017): Hybridization patterns in two contact zones of grass snakes reveal a new Central European snake species. – Scientific Reports, 7: 7378.
- KLEWEIN, A. & WÖSS, G. (2011): Erfassung und naturschutzfachliche Beurteilung der allochthonen Wasserschildkröten in Vorarlberg. – unveröff. Studie im Auftrag der inatura – Erlebnis Naturschau GmbH: 24 S.
- KLEWEIN, A. & WÖSS, G. (2013): Status of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Reptilia: Testudines: Emydidae) in Vorarlberg, Austria. – Acta Herpetologica, 8(1): 65-67.
- KLEWEIN, A. & WÖSS, G. (2017): Allochthone Wasserschildkröten im Bundesland Vorarlberg und Überlegungen zum syntopen Vorkommen mit Amphibien. – ÖGH-Aktuell, 44: 4-10.
- KLEPSCH, R., GLASER, F., KAMMEL, W., KYEK, M., MALETZKY, A., SCHMIDT, A., SMOLEWIENER, K. & WEISSMAIR, W. (2011): Amphibienschutz an Straßen: Leitbilder zu temporären und permanenten Schutzeinrichtungen. – ÖGH-Aktuell, 25: 3-19.
- KLEWEN, R. (1986): Untersuchungen zur Verbreitung, Öko-Ethologie und innerartlichen Gliederung von *Salamandra atra* Laurenti 1768. – Dissertation Universität Köln: 185 S.
- KLEWEN, R. (1988): Die Landsalamander Europas I. Die Gattungen *Salamandra* und *Mertensiella*. – Die Neue Brehm-Bücherei, 584: 184 S.; Lutherstadt Wittenberg (Ziemsen).
- KRIEG, W. & VERHOFSTAD, J. (1986): Gestein & Form. Landschaften in Vorarlberg. – 221 S.; Hard (Hecht).
- KUHN, J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflußaue. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 2(1): 1-10.
- KUHN, J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 1(1/2): 3-87.
- KÜHNIS, J. B. (1996): Verbreitung der Schlingnatter (*Coronella austriaca*, Laurenti 1768) entlang des liechtensteinischen Bahngeländes. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 23: 185-207.
- KÜHNIS, J. B. (1999): Verbreitung der Schlingnatter am liechtensteinischen Rheindamm. – Bergheimat, 1999: 79-94.
- KÜHNIS, J. B. (2002): Die Amphibien des Fürstentums Liechtenstein. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 29: 161-248.
- KÜHNIS, J. B. (2006a): Amphibien- und Reptilienneozoen im Fürstentum Liechtenstein. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 32: 125-130.
- KÜHNIS, J. (2006b): Die Reptilien des Fürstentums Liechtenstein. – Naturkundliche Forschung im Fürstentum Liechtenstein, 23: 52 S.
- KÜHNIS, J. (2011): Amphibienmonitoring in Liechtenstein 1995-2010. – Naturkundliche Forschung im Fürstentum Liechtenstein, 27: 35 S.
- KÜHNIS, J. B. & HUBER, D. (1998): Verbreitung der Amphibien- und Reptilienarten des Gamperdonatales – ein Beitrag zur Herpetofauna Vorarlbergs. – Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 4: 85-94.
- KÜHNIS, J. & MÜLLER, O. (2015): Reptilienmonitoring im Fürstentum Liechtenstein. Ergebnisse einer Langzeitstudie von 1980-2014. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 22(1): 103-114.
- KÜHNIS, J. & MÜLLER, O. (2018): Schleichender Rückgang der Erdkröte (*Bufo bufo*) im Fürstentum Liechtenstein. Bilanz einer Langzeitstudie von 1995-2017. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 25(2): 225-233.
- KÜHNIS, J. B. & SCHMOCKER, H. (2008): Zur Situation der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) im Fürstentum Liechtenstein und im schweizerischen Alpenrheintal. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 15(1): 43-48.
- KÜHNIS, J. B., LIPUNNER, M., WEIDMANN, P. & ZOLLER, J. (2002): Verbreitung und Gefährdung des Kamm-, Faden- und Teichmolchs im Alpenrheintal. Ergebnisse des grenzüberschreitenden Kartierungsprojekts. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 39: 249-304.
- KUNST, G. K. & GEMEL, R. (2000): Zur Kulturgeschichte der Schildkröten unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung der Europäischen Sumpfschildkröte, *Emys orbicularis* (L.) in Österreich. – In: HÖDL, W. & RÖSSLER, M. (Hrsg.): Die Europäische Sumpfschildkröte. Stapfia, 69: 21-62.
- KUPFER, A. (1998): Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 5(1/2): 238-242.
- KWET, A. (2005): Reptilien und Amphibien Europas. – Kosmos Naturführer; 252 S.; Stuttgart (Franckh-Kosmos).
- KYEK, M., RIEDER, M., MALETZKY, A. & MYSLIWETZ, R. (2004): Der Goldfisch – ein Problem in unseren heimischen Gewässern. – NaturLand Salzburg, 11(1): 37-38.
- KYEK, M., KAUFMANN, P., HARTWIG, S., SCHWAIGHOFER, W. & LORENZ, B. (2016): Amphibienschutz an Österreichs Straßen – Stand der Dinge 2012. – In: MALETZKY, A., GEIGER, A., KYEK, M. & NÖLLERT, A. (Hrsg.): Verbreitung, Biologie und Schutz der Erdkröte *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) mit besonderer Berücksichtigung des Amphibienschutzes an Straßen. Mertensiella, 24: 150-175.
- KYEK, M., KAUFMANN, P. H. & LINDNER, R. (2017): Differing long term trends for two common amphibian species (*Bufo bufo* and *Rana temporaria*) in alpine landscapes of Salzburg, Austria. – PLoS ONE, 12(11): e0187148.
- LAKING, A. E., NGO, H. N., PASMANS, F., MARTEL, A. & NGUYEN, T. T. (2017): *Batrachochytrium salamandrivorans* is the predominant chytrid fungus in Vietnamese salamanders. – Scientific Reports, 7: 44443.
- LANDMANN, A., BÖHM, C. & FISCHLER, D. (1999): Bestandssituation und Gefährdung des Grasfrosches (*Rana temporaria*) in Talböden der Ostalpen: Beziehungen

- zwischen der Größe von Laichpopulationen und dem Landschaftscharakter. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 8(1-2): 71-79.
- LAUFER, H. (1999): Die Roten Listen der Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs (3. Fassung, Stand 31.10. 1998). – Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 73: 103-134.
- LAUFER, H. (2014): Praxisorientierte Umsetzung des strengen Artenschutzes am Beispiel von Zaun- und Mauereidechsen. – Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 77: 93-142.
- LAUFER, H. & WOLLENZIN, N. (2010): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen – eine Literaturstudie. – 54 S.; Offenburg (Büro für Landschaftsökologie Laufer).
- LAUFER, H., FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hrsg.) (2007): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – 807 S.; Stuttgart (Ulmer).
- LE LAY, G., ANGELONE, S., HOLDEREGGER, R., FLORY, C. & BOLLIGER, J. (2015): Increasing pond density to maintain a patchy habitat network of the European Treefrog (*Hyla arborea*). – Journal of Herpetology, 49(2): 217-221.
- LENHARDT, P., BRÜHL, C. A. & BERGER, G. (2015): Temporal coincidence of amphibian migration and pesticide applications on arable fields in spring. – Basic and Applied Ecology, 16(1): 54-63.
- LENUWEIT, U. (2009): Beeinträchtigungen von Amphibien durch Düngemittel – ein Überblick. – Rana, 10: 14-25.
- LEUENBERGER J., GANDER, A., SCHMIDT, B. R. & PERRIN, N. (2014): Are invasive marsh frogs (*Pelophylax ridibundus*) replacing the native *P. lessonae*/*P. esculentus* hybridogenetic complex in Western Europe? Genetic evidence from a field study. – Conservation Genetics, 15 (4): 869-878.
- LEYDIG, F. (1872): Die in Deutschland lebenden Arten der Saurier. – 262 S.; Tübingen (H. Laupp).
- LINNÆUS, C. (1758): Systema Naturæ per Regna Tria Naturæ, Secundum Classes, Ordines, Genera, Species, cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis. Tomus I. Editio Decima. – 824 S.; Holmiae [= Stockholm] (Laurentius Salvius).
- LIPPUNER, M. & HEUSSER, H. (2001): Geschichte der Flusslandschaft und der Amphibien im Alpenrheintal. – In: KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie, 8(1/2): 81-96.
- LONGCORE, J., PESSIER, A. & NICHOLS, D. K. (1999): *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. – Mycologia, 91(2): 219-227.
- LÖTTERS, S., KIELGAST, J., SZTATECSNY, M., WAGNER, N., SCHULTE, U., WERNER, P., RÖDDER, D., DAMBACH, J., REISSNER, T., HOCHKRICH, A. & SCHMIDT, B. R. (2012): Absence of infection with the amphibian chytrid fungus in the terrestrial Alpine salamander, *Salamandra atra*. – Salamandra, 48(1): 58-62.
- LÖTTERS, S., WAGNER, N., ALBALADEJO, G., BÖNING, P., DALBECK, L., DÜSSEL, H., FELDMIEIER, S., GUSCHAL, M., KIRST, K., OHLHOFF, D., PREISSLER, K., REINHARDT, T., SCHLÜPMANN, M., SCHULTE, U., SCHULZ, V., STEINFARTZ, S., TWIETMEYER, S., VEITH, M., VENCES, M. & WEGGE, J. (2020): The amphibian pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in the hotspot of its European invasive range: past – present – future. – Salamandra, 56(3): 173-188.
- LÜRSCHER, B., BEER, S. & GROSSENBACHER, K. (2016): Die Höhenverbreitung der Erdkröte (*Bufo bufo*) im Berner Oberland unter sich verändernden Klimabedingungen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 23(1): 47-58.
- MÄCHLER, U. (2014): Straßenentwässerung als Gefahrenquelle für Amphibien und Reptilien und Vorschläge für die Gefährdungsvermeidung. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 51(2): 79-85.
- MALETZKY, A., GFRENER, V., KAUFMANN, P., KRUPITZ, W. & WEBER, M. (2019): Fischeaussetzungen in Amphibienlaichgewässern – eine Übersicht über die Problematik am Beispiel des Goldfisches (*Crassius gibelio* forma *auratus*), Alien des Jahres. – ÖGH-Aktuell, 51: 16-23.
- MARTEL, A., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., BLOOI, M., BERT, W., DUCATELLE, R., FISHER, M. C., WOELTJES, A., BOSMAN, W., CHIERS, K., BOSSUYT, F. & PASMANS, F. (2013): *Batrachochytrium salamandrivoran* ssp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. – PNAS, 110(38): 15325-15329.
- MARTEL, A., BLOOI, M., ADRIAENSEN, C., VAN ROOIJ, P., BEUKEMA, W., FISHER, M. C., FARRER, R. A., SCHMIDT, B. R., TOBLER, U., GOKA, K., LIPS, K. R., MULETZ, C., ZAMUDIO, K. R., BOSCH, J., LÖTTERS, S., WOMBWELL, E., GARNER, T. W. J., CUNNINGHAM, A. A., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., SALVIDIO, S., DUCATELLE, R., NISHIKAWA, K., NGUYEN, T. T., KOLBY, J. E., VAN BOCXLAER, I., BOSSUYT, F. & PASMANS, F. (2014): Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. – Science, 346(6209): 630-631.
- MÄRTENS, B. & STEPHAN, T. (1997): Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) L., 1758. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 27: 461-467.
- MASSOT, M., CLOBERT, J. & FERRIÈRE, R. (2008): Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. – Global Change Biology, 14(3): 461-469.
- MAYER, C., ELMIGER, C. & RIEDER-SCHMID, J. (2014): Einfluss von Lärmschutzwänden auf das Raumnutzungsverhalten von Reptilien. – Forschungsprojekt VSS 2010/601 auf Antrag des Schweizerischen Verbands der Strassenverkehrsfachleute (VSS): 103 S.; Bern (Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Strassen).
- MAZEROLLE, M. J. (2005): Drainage ditches facilitate frog movements in a hostile landscape. – Landscape Ecology, 20(5): 579-590.
- MEIKL, M., REINTHALER-LOTTERMOSER, U., WEINKE, E. & SCHWARZENBACHER, R. (2010): Collection of Fire Salamander (*Salamandra salamandra*) and Alpine Salamander (*Salamandra atra*) distribution data in Austria using a new, community-based approach. – eco.mont, 2(1): 59-65.
- MEIER, G., NOTOMISTA, T., MARINI, D. & FERRI, V. (2018): First case of Snake Fungal Disease affecting a free-ranging *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) in Ticino Canton, Switzerland. – Herpetology Notes, 11: 885-891.
- MEISTER, B. & BAUR, B. (2013): Die Ringelnatter im Schweizer Landwirtschaftsgebiet. Einfluss unterschiedlich genutzter Landschaften auf die genetische Populationsstruktur. – Bristol-Schriftenreihe, 37: 112 S.; Bern (Haupt).
- MEISTER, B. & BÖSCH, A. (2015): Amphibien im Abwasser – was nützen Ausstiegshilfen? – Umwelt Aargau, 69: 9-12.
- MEYER, A. & MONNEY, J.-C. (2004): Die Kreuzotter, *Vipera berus* (Linnaeus, 1758) in der Schweiz. – In: JOGER, U. & WOLLESEN, R. (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [Linnaeus, 1758]). Mertensiella, 15: 144-155.
- MEYER, A. (2020): Blindschleichen – unbekannte Einheimische. – Fauna Focus, 63: 12 S.

- MEYER, A., ZUMBACH, S., SCHMIDT, B. & MONNEY, J.-C. (2014): Auf Schlangenspuren und Krötenpfaden. Amphibien und Reptilien der Schweiz. – 2., korrigierte Auflage: 336 S.; Bern (Haupt).
- MEYER, A., DUŠEJ, G., MONNEY, J.-C., BILLING, H., MERMOD, M., JUCKER, K. & BOVEY, M. (2011a): Praxismerkblatt Kleinstrukturen Holzhaufen und Holzbeigen. – 7 S.; Neuenburg (karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz).
- MEYER, A., DUŠEJ, G., MONNEY, J.-C., BILLING, H., MERMOD, M. & JUCKER, K. (2011b): Praxismerkblatt Kleinstrukturen Steinhaufen und Steinwälle. – 12 S.; Neuenburg (karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz).
- MEYER, A., KÜHNIS, J. & URSENBACHER, S. (2015): Die Mauereidechse, *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768), in der Schweiz. – In: LAUFER, H. & SCHULTE, U. (Hrsg.): Verbreitung, Biologie und Schutz der Mauereidechse *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Mertensiella, 22: 64-69.
- MÖLLER, S. (1992): Untersuchungen zur Dispersions- und Abundanzdynamik einer Gelbbauchunkenpopulation (*Bombina variegata* (L.)) im Landkreis Mühlhausen/Thüringen. – Staatsexamensarbeit Universität Jena: 78 S.
- MONING, C. (2018): Lebensräume auf Zeit – Tierökologische Konzepte für Gewerbe, Industrie- und Infrastrukturflächen. – ANLiegen Natur, 40(2): 55-62.
- MONNEY, J.-C. & MEYER, A. (2005): Rote Liste der gefährdeten Reptilien der Schweiz. – Vollzug Umwelt: 50 S.; Bern (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (KARCH)).
- MONNEY, J.-C. & MEYER, A. (2008): Standpunkt der Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (karch) hinsichtlich der Wiederansiedlung der Europäischen Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) in der Schweiz. – Testudo, 17(4): 5-20.
- MORE, S., MIRANDA, M. A., BICOUT, D., BØTNER, A., BUTTERWORTH, A., CALISTRI, P., DEPNER, K., EDWARDS, S., GARIN-BASTUJI, B., GOOD, M., MICHEL, V., RAJ, M., NIELSEN, S. S., SIHVONEN, L., SPOOLDER, H., STEGEMAN, J. A., THULKE, H.-H., VELARDE, A., WILLEBERG, P., WINCKLER, C., BALÁŽ, V., MARTEL, A., MURRAY, K., FABRIS, C., MUNOZ-GAJARDO, I., GOGIN, A., VERDONCK, F. & SCHMIDT, C. G. (2018): Risk of survival, establishment and spread of *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal) in the EU. – EFSA Journal 16 (4): e05259.
- MÜNCH, D. (2001): Gefährden allochthone Mauereidechsen autochthone Zaun- und Waldeidechsen-Populationen? – Dortmunder Beiträge zur Landeskunde, 35: 187-190.
- MUSLOFF, W. (1955): Untersuchungen über Farbensinn und Purkinjehes Phänomen bei drei ökologisch verschiedenen Typen der Echsen (Lacertilia) mit Hilfe der optomotorischen Reaktion. – Zoologische Beiträge N.F., 1: 399-426.
- NEHRING, S. & SKOWRONEK, S. (2017): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr.1143/2014 – Erste Fortschreibung 2017. – BfN-Skripten, 471: 176 S.; Bonn – Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- NOPP, H. & TURNER, H. (1985): Zur Sauerstoffbindung des Blutes von *Rana ridibunda* Pall., *Rana lessonae* Cam. und *Rana esculenta* L. (Ranidae, Anura) bei normaler und erniedrigter Sauerstoffspannung. – Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, 149(1-5): 125-130.
- O'HANLON, S. J., RIEUX, A., FARRER, R. A., ROSA, G. M., WALDMAN, B., BATAILLE, A., KOSCH, T. A., MURRAY, K. A., BRANKOVICS, B., FUMAGALLI, M., MARTIN, M. D., WALES, N., ALVARADO-RYBAK, M., BATES, K. A., BERGER, L., BÖLL, S., BROOKES, L., CLARE, F., COURTOIS, E. A., CUNNINGHAM, A. A., DOHERTY-BONE, T. M., GHOSH, P., GOWER, D. J., HINTZ, W. E., HÖGLUND, J., JENKINSON, T. S., LIN, C.-F., LAURILA, A., LOYAU, A., MARTEL, A., MEURLING, S., MIAUD, C., MINTING, P., PASMANS, F., SCHMELLER, D. S., SCHMIDT, B. R., SHELTON, J. M. G., SKERRATT, L. F., SMITH, F., SOTO-AZAT, C., SPAGNOLETTI, M., TESSA, G., TOLEDO, L. F., VALENZUELA-SÁNCHEZ, A., VERSTER, R., VÖRÖS, J., WEBB, R. J., WIERZBICKI, C., WOMBWELL, E., ZAMUDIO, K. R., AANENSEN, D. M., JAMES, T. Y., GILBERT, M. T., WELDON, C., BOSCH, J., BALLOUX, F., GARNER, T. W. J. & FISHER, M. C. (2018): Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. – Science, 360(6389): 621-627.
- OHST, T. (2008): Genetische Einflüsse allochthoner Wasserfrösche auf endemische Wasserfroschpopulationen (*R. kl. esculenta* Komplex) – Dissertation Humboldt-Universität Berlin: 126 S.
- OHST, T., PLÖTNER, J., MUTSCHMANN, F. & GRÄSER, Y. (2006): Chytridiomykose – eine Infektionskrankheit als Ursache des globalen Amphibiensterbens? – Zeitschrift für Feldherpetologie, 13(2): 149-163.
- OHST, T., GRÄSER, Y., MUTSCHMANN, F. & PLÖTNER, J. (2011): Neue Erkenntnisse zur Gefährdung europäischer Amphibien durch den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 18(1): 1-17.
- OHST, T., GRÄSER, Y. & PLÖTNER, J. (2013): *Batrachochytrium dendrobatidis* in Germany: distribution, prevalences, and prediction of high risk areas. – Diseases of Aquatic Organism, 107(1): 49-59.
- OPPERMANN, R. & HOLSTEN, M. (2001): Amphibien-Abundanzen im Feuchtgrünland: Untersuchungen in verschiedenen Gebieten Deutschlands. – In: KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie, 8(1/2): 5-14.
- OPPERMANN, R. & KRISMANN, A. (2002): Naturverträgliche Mähtechnik und Populationssicherung. – BfN-Skripten, 54: 76 S.
- OPPERMANN, R., LICZNER, Y. & CLASSEN, A. (1997): Auswirkungen von Landmaschinen auf Amphibien und Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Landwirtschaft. – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen, Werkstattreihe, 4: 119 S.
- ORIGGI, F. C., SCHMIDT, B. R., LOHMANN, P., OTTEN, P., MEIER, R. K., PISANO, S. R. R., MOORE-JONES, G., TECILLA, M., SATTLER, U., WAHLI, T., GASCHEN, V. & STOFFEL, M. H. (2018): Bufonid herpesvirus 1 (BfHV1) associated dermatitis and mortality in free ranging common toads (*Bufo bufo*) in Switzerland. – Scientific Reports, 8: 14737.
- ORTNER, A. & LECHNER, K. (2015): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 9: 136 S.; Dornbirn (inataura).
- OTT, J. (2017): Sind Auenamphibien noch zu retten? Der ungebremste Vormarsch des Kalikokrebses (*Orconectes immunis*) (Hagen, 1870) und seine Folgen in der rheinland-pfälzischen Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). – Rana, 18: 100-113.
- OTTE, N., BOHLE, D. & THIESMEIER, B. (2020): Die Kreuzotter. Ein Leben in ziemlich festen Bahnen. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 5: 256 S.
- PABIJAN, M., ZIELIŃSKI, P., DUDEK, K., STUGLIK, M. & BABIK, W. (2017): Isolation and gene flow in a speciation continuum in newts. – Molecular Phylogenetics and Evolution, 116: 1-12.
- PELLET, J. (2014): Temporäre Gewässer für gefährdete Amphibien schaffen. Leitfaden für die Praxis. – Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz, 35: 46 S.

- PESCHEL, R., HAACKS, M., GRUSS, H. & KLEMMANN, C. (2013): Die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und der gesetzliche Artenschutz. Praxiserprobte Möglichkeiten zur Vermeidung des Tötungs- und Verletzungsverbot nach § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 45(8): 241-247.
- PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSMYMAN, A. (Bearb.) (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 69(2): 693 S.; Bonn – Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- PETROVAN, S. O. & SCHMIDT, B. R. (2016): Volunteer Conservation Action Data Reveals Large-Scale and Long-Term Negative Population Trends of a Widespread Amphibian, the Common Toad (*Bufo bufo*). – PLoS ONE, 11(10): e0161943.
- PETZOLD, H.-G. (1995): Blindschleiche und Scheltopusik. Die Familie Anguillidae. – Die Neue Brehm-Bücherei, 448 (2. unveränd. Aufl., Nachdruck der 1. Aufl. von 1971): 102 S.; Magdeburg (Westarp Wissenschaften).
- PIEH, A. & LAUFER, H. (2006): Die Rotwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*) in Baden-Württemberg – mit Hinweisen auf eine Reproduktion im Freiland. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 13(2): 225-234.
- PLÖTNER, J. (2005): Die westpaläarktischen Wasserfrösche. Von Märtyrern der Wissenschaft zur biologischen Sensation. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 9: 160 S.
- PLÖTNER, J. (2010): Möglichkeiten und Grenzen morphologischer Methoden zur Artbestimmung bei europäischen Wasserfröschen (*Pelophylax esculentus*-Komplex). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 17(2): 129-146.
- PLÖTNER, J., UZZELL, T., BEERLI, P., SPOLSKY, C., OHST, T., LITVINCHUK, S. N., GUÉX, G.-D., REYER, H.-U. & HOTZ, H. (2008): Widespread unidirectional transfer of mitochondrial DNA: a case in western Palaearctic water frogs. – Journal of Evolutionary Biology, 21(3): 668-681.
- POLO-CAVIA, N., GONZALO, A., LÓPEZ, P. & MARTÍN, J. (2010): Predator recognition of native but not invasive turtle predators by naïve anuran tadpoles. – Animal Behaviour, 80(3): 461-466.
- PREISLER, K., WATZAL, A. D., VENCES, M. & STEINFARTZ, S. (2018): Detection of elusive fire salamander larvae (*Salamandra salamandra*) in streams via environmental DNA. – Amphibia-Reptilia, 40(1): 55-64.
- PRICE, S. J., GARNER, T. W. J., NICHOLS, R. A., BALLOUX, F., AYRES, C., MORA-CABELLO DE ALBA, A. & BOSCH, J. (2014): Collapse of Amphibian Communities Due to an Introduced Ranavirus. – Current Biology, 24(21): 2586-2591.
- RAEMY, M., MONNEY, J.-C. & URSENBACHER, S. (2013): Conservation activities for European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Switzerland. – Herpetology Notes, 6: 111-112.
- RATZEL, M. (1993): Straßenentwässerung – Fallenwirkung und Entschärfung unter besonderer Berücksichtigung der Amphibien. – 168 S.; Karlsruhe (Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege).
- REH, W. & SEITZ, A. (1990): The Influence of Land Use on the Genetic Structure of Populations of the Common Frog *Rana temporaria*. – Biological Conservation, 54(3): 239-249.
- REICHLING, H. (1957): Transpiration und Vorzugstemperatur mitteleuropäischer Reptilien und Amphibien. – Zoologische Jahrbücher, 67: 1-64.
- RENAT AG (2004): Natura 2000-Bregenzerachschlucht. Erhebung und Bewertung von Schutzgütern. – unveröff. Studie: 35 S.
- ROČEK, Z., JOLY, P. & GROSSENBACHER, K. (2003): *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768) – Bergmolch. – In: GROSSENBACHER, K. & THIESMEIR, B. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIA: Schwanzlurche (Urodela) IIA: Salamandridae II: Triturus 1. 406-758 (607-656); Wiebelsheim (Aula).
- RÖDDER, D. & SCHULTE, U. (2010): Amphibien und Reptilien im anthropogenen Klimawandel. Was wissen wir und was erwarten wir? – Zeitschrift für Feldherpetologie, 17(1): 1-22.
- RÖDEL, M.-O. (1994): Die Amphibiengemeinschaft eines Wiesengrabenkomplexes. – Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg, 150: 285-299.
- RÖÖSLI, T. & MEYER, A. (2018): Fördermaßnahmen für die Zauneidechse. – 47 S.; Luzern (Albert Koechlin Stiftung).
- ROTE-LISTE-GREMIUM AMPHIBIEN UND REPTILIEN (Hrsg.) (2020a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70(3): 64 S.
- ROTE-LISTE-GREMIUM AMPHIBIEN UND REPTILIEN (Hrsg.) (2020b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70(4): 86 S.
- RUF, M. (1992): Morphologische Variabilität bei Bergeidechsen *Lacerta vivipara* Jacquin, 1787 in Abhängigkeit von ihrer Vertikalverbreitung. – Diplomarbeit Universität Zürich: 59 S.
- RÜCKER, E. & HAGSPIEL, E. (Projektleitung) (2018): Strukturdaten Vorarlberg. – Schriftenreihe der Abteilung Raumplanung und Baurecht, 31: 211 S.; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung).
- SCHABETSBERGER, R., LANGER, H., JERSABEK, C. D. & GOLDSCHMID, A. (2000): On age structure and longevity in two populations of *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), at high altitude breeding sites in Austria (Anura: Bufonidae). – Herpetozoa 13(3/4): 187-191.
- SCHEELE, B. C., PASMANS, F., SKERRATT, L. F., BERGER, L., MARTEL, A., BEUKEMA, W., ACEVEDO, A. A., BURROWES, P. A., CARVALHO, T., CATENAZZI, A., DE LA RIVA, I., FISHER, M. C., FLECHAS, S. V., FOSTER, C. N., FRÍAS-ÁLVAREZ, P., GARNER, T. W. J., GRATWICKE, B., GUAYASAMIN, J. M., HIRSCHFELD, M., KOLBY, J. E., KOSCH, T. A., LA MARCA, E., LINDENMAYER, D. B., LIPS, K. R., LONOG, A. V., MANEYRO, R., MCDONALD, C. A., MENDELSON, J. III, PALACIOS-RODRIGUEZ, P., PARRA-OLEA, G., RICHARDS-ZAWACKI, C. L., RÖDEL, M.-O., ROVITO, S. M., SOTO-AZAT, C., TOLEDO, L. F., VOYLES, J., WELDON, C., WHITFIELD, S. M., WILKINSON, M., ZAMUDIO, K. R. & CANESSA, S. (2019): Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. – Science 363(6434): 1459-1463.
- SCHELLING, U. (2010): Verbreitung, Habitatpräferenz und Phänologie der Amphibien im Rheindelta – unter besonderer Berücksichtigung der Schwanzlurche. – Diplomarbeit Universität Innsbruck: 78 S.
- SCHELLING, U. (2018): Eiablage von *Pseudemys concinna* in freier Wildbahn in Vorarlberg. – Sacalia, 16(4): 34-35.
- SCHIEMENZ, H. (1995): Die Kreuzotter *Vipera berus*. – Die Neue Brehm-Bücherei 332 (3. unveränd. Aufl. – Nachdruck der 2. Aufl. von 1987): 108 S.; Magdeburg (Westarp Wissenschaften).
- SCHLEGEL, H., GRABHER, M. & STAUB, R. (2006): Schwerpunkte ökologisch wertvoller Lebensräume im Alpenrheintal. – In: BROGGI, M. F. (Hrsg.): Alpenrheintal – eine Region im Umbau. Analysen und Perspektiven der räumlichen Entwicklung. Schriftenreihe der Rheticus-Gesellschaft, 47: 229-224.

- SCHLÜPMANN, M. (2005): Bestimmungshilfen Faden- und Teichmolch-Weibchen, Braunfrösche, Wasser- oder Grünfrösche, Eidechsen, Schlingnatter und Kreuzotter, Ringelnatter-Unterarten. – Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen, 28: 1-38.
- SCHLÜPMANN, M. (2006): Der Fadenmolch (*Triturus helveticus*) in Europa – Ansätze zur Erklärung eines Verbreitungsgebiets. – In: SCHLÜPMANN, M. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Areale und Verbreitungsmuster. Genese und Analyse. Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 10: 91-112.
- SCHLÜPMANN, M. & VAN GELDER, J. J. (2004): *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789) – Fadenmolch. – In: THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas 4/IIB: Schwanzlurche (Urodela) IIB: Salamandridae III: Triturus 2 Salamandra: 759-1149 (759-846); Wiesbaden (Aula).
- SCHLÜPMANN, M., WEBER, G., LIPSCHER, E. & VEITH, M. (1999): Nachweis eines Freilandbastards von Teichmolch (*Triturus vulgaris*) und Fadenmolch (*Triturus helveticus*). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 6(1/2): 203-217.
- SCHLÜPMANN, M., DALBECK, L., DÜSSEL-SIEBERT, H., FELDMEIER, S., LÖTTERS, S., GUSCHAL, M., KRIST, K., OHLHOFF, D., PREISSLER, K., SABINO-PINTO, J., SCHULZ, V., STEINFARTZ, S., VENCES, M., WAGNER, N., WEGGE, J. & VEITH, M. (2019): Die Salamanderpest breitet sich aus – auch ein Thema für den Bergmolch. – In: PODOGA, P. & ALFERMANN, D. (Red.): Verbreitung, Ökologie und Schutz des Bergmolches (*Ichthyosaura alpestris*). Lurch des Jahres 2019. Internationale Fachtagung zum Bergmolch am 23. und 24.11.2019 in Linz/Oberösterreich. Programm und Zusammenfassungen: 22 S. (17); Rottenburg am Neckar (AG Feldherpetologie und Artenschutz / Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde e. V.).
- SCHMELLER, D. S., PAGANO, A., PLÉNET, S. & VEITH, M. (2007): Introducing water frogs – is there a risk for indigenous species in France? – Comptes Rendus Biologies, 330(9): 684-690.
- SCHMELLER, D. S., UTZEL, R., PASMANS, F. & MARTEL, A. (2020): *Batrachochytrium salamandrivorans* kills alpine newts (*Ichthyosaura alpestris*) in southernmost Germany. – Salamandra, 56(3): 230-232.
- SCHMIDT, B. R. (2007): Prädatoren, Parasiten und Geduld: Neue Erkenntnisse zur Wirkung von Pestiziden auf Amphibien. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 14(1): 1-8.
- SCHMIDT, B. R. (2018): Die Wirkung von Straßenlärm auf Amphibien. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 25(1): 45-50.
- SCHMIDT, B. R. (2019): Die Amphibien im Klimawandel. – aqua viva, 61(3): 12-15.
- SCHMIDT, B. R. & GRÜNIG, C. R. (2017): Einsatz von eDNA im Amphibien-Monitoring. In: CSENCICS, D. & GUGERLI, F. (Red.): Naturschutzgenetik. Forum für Wissen 2017. – WSL Berichte, 60: 57-62.
- SCHMIDT, B. & ZUMBACH, S. (2005): Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz. – Vollzug Umwelt: 48 S.; Bern (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz (KARCH)).
- SCHMIDT, B. R., ZUMBACH, S., TOBLER, U. & LIPPUNER, M. (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 22(2): 137-150.
- SCHMIDT, B. R., BOZZUTO, C., LÖTTERS, S. & STEINFARTZ, S. (2017): Dynamics of host populations affected by the emerging fungal pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans*. – Royal Society Open Science, 4(3): 160801.
- SCHMIDTLER, J. F. & FRANZEN, M. (2004): *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758) – Teichmolch. – In: THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIB: Schwanzlurche (Urodela) IIB: Salamandridae III: Triturus 2, Salamandra: 759-1149 (847-967); Wiesbaden (Aula).
- SCHNEEWEISS, N. (2016): Waschbären (*Procyon lotor*) erbeuten Erdkröten (*Bufo bufo*) in großer Zahl am Laichgewässer. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 23(2): 203-212.
- SCHNEEWEISS, N. & SCHNEEWEISS, U. (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. – Salamandra, 33(1): 1-8.
- SCHNEIDER, H. (2005): Bioakustik der Forschlurche. Einheimische und verwandte Arten. – Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 6: 135 S. + CD.
- SCHONERT, A. (2007): Einheimische Amphibien als Nahrung von Neozoen? – Rana, 8: 40-44.
- SCHRÖCK, C., KÖCKINGER, H., AMANN, G. & ZECHMEISTER, H. (2013): Rote Liste gefährdeter Moose Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 8: 236 S.; Dornbirn (inatura).
- SCHULTE, U. (2008): die Mauereidechse. Erfolgreich im Schlepptau des Menschen. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 12: 160 S.
- SCHULTE, U. (2009): Expansion einer allochthonen Mauereidechsen-Population (*Podarcis muralis muralis* LAURENTI, 1768) bei Leipzig. – Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik Sachsen, 11: 2-10.
- SCHULTE, U. & DEICHSEL, G. (2015): Eingeschleppte Mauereidechsen in Deutschland – ein Überblick mit Empfehlungen zum naturschutzfachlichen Umgang. – In: LAUFER, H. & SCHULTE, U. (Hrsg.): Verbreitung, Biologie und Schutz der Mauereidechse *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768). Mertensiella, 22: 74-85.
- SCHULTE, U., BIDINGER, K., DEICHSEL, G., HOCHKIRCH, A., THIESMEIER, B. & VEITH, M. (2011): Verbreitung, geografische Herkunft und naturschutzrechtliche Aspekte allochthoner Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 18(2): 161-180.
- SCHULTE, U., VEITH, M., MINGO, V., MODICA, C. & HOCHKIRCH, A. (2013a): Strong genetic differentiation due to multiple founder events during a recent range expansion of an introduced wall lizard population. – Biological Invasions, 15(12): 2639-2649.
- SCHULTE, U., HOCHKIRCH, A., WAGNER, N. & JACOBY, P. (2013b): Witterungsbedingte Antreffwahrscheinlichkeit der Schlingnatter (*Coronella austriaca*). – Zeitschrift für Feldherpetologie, 20(2): 197-208.
- SCHULTE, U., DEICHSEL, G. & HEYM, A. (2015): Auswirkungen eingeschleppter Mauereidechsen auf heimische Zauneidechsen in Nürtingen, Baden-Württemberg. – In: LAUFER, H. & SCHULTE, U. (Hrsg.): Verbreitung, Biologie und Schutz der Mauereidechse *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768). Mertensiella, 22: 114-121.
- SCHULZ, V., STEINFARTZ, S., GEIGER, A., PREISSLER, K., SABINO-PINTO, J., KRISCH, M., WAGNER, N. & SCHLÜPMANN, M. (2018): Ausbreitung der Salamanderpest in Nordrhein-Westfalen. Aktueller Kenntnisstand. – Natur in NRW, 43(4): 26-30.
- SCHURIG, W. & GEBHARDT, J. (2009): Allochthone Vorkommen von Mauereidechsen in Vorarlberg. – <https://www.lacerta.de/AS/Artikel.php?Article=39> [letzter Zugriff: 09.06.2021].
- SCHWEIGER, S., GRILLITSCH, H., HILL, J. & MAYER, W. (2015): Die Mauereidechse, *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) in Österreich: Phylogeographie, Verbreitung, Lebensräume und Schutz. – In: LAUFER, H. & SCHULTE, U. (Hrsg.): Verbreitung,

- Biologie und Schutz der Mauereidechse *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768). Mertensiella, 22: 44-55.
- SCHWIMMER, J. (1933): P. Th. A. Bruhin. Einiges aus dem Leben eines Pflanzen- und Tierkundigen. – Alemania. Zeitschrift für alle Gebiete des Wissens und der Kunst mit der Berücksichtigung der Heimatkunde, 7(3/4): 205-208.
- SCOTT, W. A., PITHART, D. & ADAMSON, J. K. (2008): Long-Term United Kingdom Trends in the Breeding Phenology of the Common Frog, *Rana temporaria*. – Journal of Herpetology, 42(1): 89-96.
- SIEGL, M. & LANDMANN, A. (2012a): Amphibienschutz in Tirol. Entschärfung von Weiderosten als Amphibienfalle. Modul 4: Massnahmenplan. „Handreichung 1“ Erhebungen im Vorfeld der Leiterkonstruktion. – 6 S.; Download: <https://www.tirol.gv.at/> (letzter Zugriff: 02.10.2020).
- SIEGL, M. & LANDMANN, A. (2012b): Amphibienschutz in Tirol. Entschärfung von Weiderosten als Amphibienfalle. Modul 4: Massnahmenplan. „Handreichung 2“ Planung, Einbau und Wartung von Amphibienleitern. – 13 S.; Download: <https://www.tirol.gv.at/> (letzter Zugriff: 02.10.2020).
- SMOLE-WIENER, A. K. & JAINDL, M. (2018): Aktuelles vom Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) in Kärnten und wie Citizen Science zur Kenntnis seiner Verbreitung beiträgt. – Carinthia II, 208/128: 561-570.
- SOCHUREK, E. (1978): Die Lurche und Kriechtiere Österreichs nach dem Stand von 1978. – Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau, 3(5/7): 131-139.
- SODHI, N. S., BICKFORD, D., DIEMOS, A. C., LEE, T. M., KOH, L. P., BROOK, B. W., SEKERCIOGLU, C. H. & BRADSHAW, C. J. A. (2008): Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. – PLoS ONE 3(2): e1636.
- SONTEN, C. (2018): Der Einfluss von anthropogener Störung auf die Diversität von Amphibien im Serengeti-Park, Hodenhagen. – Bachelorarbeit Universität Hamburg: 32 S.
- SPERGER, B. (2001): Morphologische und histologische Untersuchungen an Kaulquappen der Wasserfrösche (*Rana lessonae* bzw. *Rana kl. esculenta*) in Gewässern des unteren Rheintals. – Diplomarbeit Universität Innsbruck: 70 S. + Anhang.
- SPITZENBERGER, F. (2006): Rote Liste gefährdeter Säugetiere Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 4: 87 S., Dornbirn (inatura).
- SSC INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP (2000): IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Approved by the 51st Meeting of the ICUN Council, Gland, Switzerland, February 2000. – s. p. (25 pp.); Gland (International Union for Conservation of Nature).
- STEGEN, G., PASMANS, F., SCHMID, B. R., ROUFFAER, L. O., VAN PRAET, S., SCHAUB, M., CANESSA, S., LAUDELOUT, A., KINET, T., ADRIAENSEN, C., HAESEBROUCK, F., BERT, W., BOSSUYT, F. & MARTEL, A. (2017): Drivers of salamander extirpation mediated by *Batrachochytrium salamandrivorans*. – Nature, 544(7650): 353-356.
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog (4., vollständig überarbeitete Auflage). – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 1: 509 S.
- STEINFARTZ, S., VEITH, M. & TAUTZ, D. (2000): Mitochondrial sequence analysis of *Salamandra* taxa suggests old splits of major lineages and postglacial recolonizations of Central Europe from distinct source populations of *Salamandra salamandra*. – Molecular Ecology, 9(4): 397-410.
- STEVENS, M. J. (1987): Hydrochemische Untersuchungen an einigen Laichplätzen der Wassermolche (Gattung *Triturus* RAFINESQUE, 1815) im Kreis Viersen (Caudata: Salamandridae). – Salamandra, 23(2/3): 166-172.
- STRAUSS, A., GRABHER, M., LOACKER, I. & ASCHAUER, M. (2013): Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) in Vorarlberg. – In: WERNER, R. (Red.): Natur und Umwelt. Schriftenreihe der Rheticus-Gesellschaft, 60: 29-32.
- STOEFER, M. & SCHNEEWEISS, N. (2001): Zeitliche und räumliche Verteilung der Wanderaktivitäten von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands. – In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Internationale Fachtagung am 16. und 17. November 2000 in der Universität Rostock. Rana, Sonderheft 4: 249-268.
- SZTATECSNY, M. & GLASER, F. (2011): From the eastern lowlands to the western mountains: first records of the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in wild amphibian populations from Austria. – The Herpetological Journal, 21(1): 87-90.
- SZTATECSNY, M. & HÖDL, W. (2011): Chytridiomykose in Österreich: Bestandsaufnahme einer tödlichen Amphibienkrankheit. – Projekt 100445 der Bund/Bundesländer-Kooperation. Endbericht März 2011: 41 S.; Wien (Universität Wien, Department für Evolutionsbiologie).
- SZTATECSNY, M., GALLAUNER, A., KLOTZ, L., BAIERL, A. & SCHABETSBERGER, R. (2013): The Presence of Common Frogs (*Rana temporaria*) Increases the Body Condition of Syntopic Alpine Newts (*Ichthyosaura alpestris*) in Oligotrophic High-Altitude Ponds: Benefits of High-Energy Prey in a Low-Productivity Habitat. – Annales Zoologici Fennici, 50(4): 209-215.
- TEACHER, A. G. F., CUNNINGHAM, A. A. & GARNER, T. W. J. (2010): Assessing the long-term impact of Ranavirus infection in wild common frog populations. – Animal Conservation, 13(5): 514-522.
- TESTER, U. (1990): Artenschutzrelevante Aspekte zur Ökologie des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.). – Dissertation Universität Basel: 215 S.
- TESTER, U. (2001): Zusammenhänge zwischen den Lebensraumansprüchen des Laubfroschs (*Hyla a. arborea*) und dynamische Auen. – In: KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie, 8(1/2): 15-20.
- TEUFL, H. & SCHWARZER, U. (1984a): Die Lurche und Kriechtiere Vorarlbergs (Amphibia, Reptilia). – Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien, 86B: 65-80.
- TEUFL, H. & SCHWARZER, U. (1984b): Erstnachweis des Kammolches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) in Vorarlberg, Österreich (Caudata: Salamandridae). – Salamandra, 20(1): 59-60.
- THEISSEN, H. (2005): Populationsgröße der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) im Stolberger und Aachener Raum und Einsatz von Polyethylen-Wannen als Laichgewässer. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 12(2): 250-253.
- THIESMEIER, B. (2004): Der Feuersalamander. – Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 4: 192 S.; Bielefeld (Laurenti).
- THIESMEIER, B. (2013): Die Waldeidechse. Eine Modellorganismus mit zwei Fortpflanzungswegen. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 2: 160 S.
- THIESMEIER, B. (2019): Fotoatlas der Amphibienlarven Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 17: 160 S.

- THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (2004): *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) – Feuersalamander. – In: THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIb: Schwanzlurche (Urodela) IIb: Salamandridae III: Triturus 2, Salamandra: 759-1149 (1059-1132); Wiesbaden (Aula).
- THIESMEIER, B. & SCHULTE, U. (2010): Der Bergmolch. Im Flachland wie im Hochgebirge zu Hause. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 13: 160 S.
- THIESMEIER, B., KUPFER, A. & JEHLE, R. (2009): Der Kammolch. Ein „Wasserdrache“ in Gefahr. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 1: 160 S.
- THIESMEIER, B., DALBECK, L. & WEDDELING, K. (2011): Teichmolch – *Lissotriton vulgaris*. – In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 16: 431-460.
- THOMAS, V., WANG, Y., VAN ROOIJ, P., VERBRUGGHE, E., BALÁŽ, V., BOSCH, J., CUNNINGHAM, A. A., FISHER, M. C., GARNER, T. W. J., GILBERT, M. J., GRASSELLI, E., KINET, T., LAUDELOUT, A., LÖTTTERS, S., LOYAU, A., MIAUD, C., SALVIDIO, S., SCHMELLER, D. S., SCHMIDT, B. R., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., STEINFARTZ, S., VEITH, M., VENCES, M., WAGNER, N., CANESSA, S., MARTEL, A. & PASMANS, F. (2019): Mitigating *Batrachochytrium salamandrivorans* in Europe. – Amphibia-Reptilia, 40(3): 265-290.
- TODD, B. D., WILLSON, J. D. & GIBBONS, J. W. (2010): The Global Status of Reptiles and Causes of Their Decline. – In: SPARLING, D. W., LINDER, G., BISHOP, C. A. & KREST, S. K. (Eds.): Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Second Edition: 944 pp. (47-67); Pensacola, FL (Society of Environmental Toxicology and Chemistry – SETAC).
- TUNNER, H. (1996): Der Teichfrosch *Rana esculenta* – Ein evolutionsbiologisch einzigartiger Froschlurch. – In: HÖDL, W. & AUBRECHT, G. (Hrsg.): Frösche, Kröten, Unken: aus der Welt der Amphibien. Stapfia 47: 87-101.
- UMG UMWELTBÜRO GRABHER (2017) : Lurche und Kriechtiere in Vorarlberg. Arten erkennen, Beobachtungen melden. – 30 S.; Dornbirn (inatura Erlebnis Naturschau GmbH).
- VAN DE POEL, D. & ZEHEM, A. (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturschau für den Naturschutz. – ANLiegen Natur, 36(2): 36-51.
- VAN GRUNSVEN, R. H. A., CREEMERS, R., JOOSTEN, K., DONNERS, M. & VEENENDAAL, E. M. (2017): Behaviour of migrating toads under artificial lights differs from other phases of their life cycle. – Amphibia-Reptilia, 38(1): 49-55.
- VOITURON, Y., STOREY, J. M., GRENOT, C. & STOREY, K. B. (2002): Freezing survival, body ice content and blood composition of the freeze-tolerant European common lizard, *Lacerta vivipara*. – Journal of Comparative Physiology B, 172(1): 71-76.
- VÖLKL, W. (1991a): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldschlügen. – Natur und Landschaft, 66(2): 98-102.
- VÖLKL, W. (1991b): Habitatansprüche von Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*): Konsequenzen für Schutzkonzepte am Beispiel nordbayerischer Populationen. – Natur und Landschaft, 66(9): 444-448.
- VÖLKL, W. & ALFERMANN, D. (2007): Die Blindschleiche. Die vergessene Echse. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 11: 159 S.
- VÖLKL, W. & HANSBAUER, G. (2010): Der Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Populationsdichten der Waldeidechse (*Zootoca vivipera*) in ostbayerischen Mittelgebirgen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 17(1): 23-36.
- VÖLKL, W. & KORNACKER, P. M. (2004): Die traditionelle Nutzung von Schlüsselhabitaten bei der Kreuzotter (*Vipera berus berus* [LINNÆUS, 1758]): Konsequenzen aus verhaltensökologischen Untersuchungen für Schutzkonzeptionen. – In: JOGER, U. & WOLLESEN, R. (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [LINNÆUS, 1758]). Mertensiella, 15: 221-228.
- VÖLKL, W., JANSSEN, I., KÄSEWIETER, D. & BAUMANN, N. (2004): Gibt es bei der Ringelnatter (*Natrix natrix*) eine Beziehung zwischen der Populationsstruktur und der Amphibiendichte? – Zeitschrift für Feldherpetologie, 11(2): 145-165.
- VÖLKL, W., KÄSEWIETER, D., ALFERMANN, D., SCHULTE, U. & THIESMEIER, B. (2017): Die Schlingnatter. Eine heimliche Jägerin. – Beihefte der Zeitschrift für Feldherpetologie, 6: 184 S.
- VORBURGER, C. (2003): Die Wasserfrösche. Lebensweise und Schutzmöglichkeiten. – 3 S.; Bern (Karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz).
- VORBURGER, C. & REYER, H.-U. (2003): A genetic mechanism of species replacement in European waterfrogs? – Conservation Genetics, 4(2): 141-155.
- WAGNER, N. & HENDLER, R. (2015): Schutz von Amphibienlaichgewässern vor Pestizideinträgen durch Gewässerrandstreifen. Effektivität und amphibientoxikologische Erkenntnisse. – Natur und Landschaft, 90(5): 224-229.
- WAGNER, N., RÖDDER, D., BRÜHL, C. A., VEITH, M., LENHARDT, P. P. & LÖTTTERS, S. (2014): Evaluating the risk of pesticide exposure for amphibian species listed in Annex II of the European Union Habitats Directive. – Biological Conservation, 176: 64-70.
- WAIBL, A. (Red.) (2016): GEO-TAG. Artenvielfalt in Hohenems 2016 [sic!; recte: 2015]. – 55 S.; Hohenems (Stadt Hohenems).
- WALDE K. (1941): Naturschutz im Reichsgau Tirol und Vorarlberg. – 2. Ausgabe: 80 S.; Innsbruck (Tiroler Heimatblätter).
- WALKER, S. F., BOSCH, J., GOMEZ, V., GRANER, T. W. J., CUNNINGHAM, A. A., SCHMELLER, D. S., NINYEROLA, M., HENK, D. A., GINESTET, C., ARTHUR, C.-P. & FISHER, M. C. (2013): Factors driving pathogenicity vs. prevalence of amphibian panzootic chytridiomycosis in Iberia. – Ecological Letters, 13(3): 372-382.
- WEICHELBAUMER, P. (2013): Rote Liste gefährdeter Eintagsfliegen Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 7: 120 S.; Dornbirn (inatura).
- WERNER, P., SCHMIDT, B. R. & LÖTTTERS, S. (2017): Microhabitat use within a contact zone of parapatric land salamanders in the Swiss Alps. – Amphibia-Reptilia, 38(3): 307-314.
- WEYRAUCH, G. (2005): Verhalten der Zauneidechse. Kampf – Paarung – Kommunikation. – Supplemente der Zeitschrift für Feldherpetologie, 8: 143 S.
- WUST, H. (1996): Nachweis des Seefrosches (*Rana ridibunda ridibunda*) in den „Alten Rüttenen“. – Rheticus, 18(4): 313-319.
- WUST, H. (2010a): Zum Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis* Laurenti, 1768) in Feldkirch. – Rheticus, 32(1): 81-91.
- WUST, H. (2010b): Krötenschutz am Levner Weiher. – Rheticus, 32(3): 65-74.
- ZAHN, A. (2017): Holz, Stein, Ziegel – Welche Haufen bevorzugen Zauneidechsen? – Zeitschrift für Feldherpetologie, 24(1): 77-86.
- ZAHN, A. & ENGELMAIER, I. (2006): Die Reptilien in mehreren Naturräumen Südbayerns. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 13(1): 23-47.
- ZAHN, A. & NIEDERMEIER, U. (2004): Zur Reproduktionsbiologie von Wechselkröte (*Bufo viridis*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und Laubfrosch (*Hyla*

arborea) im Hinblick auf unterschiedliche Methoden des Habitatmanagements. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 11(1): 41-64.

ZAHN, A. & TOBLER, U. (2014): Zur Bestandsentwicklung und Populationsdichte von Amphibien in Lebensräumen mit konstanten Bedingungen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, 21(1): 49-64.

ZANGL, L., DAILL, D., SCHWEIGER, S., GASSNER, G. & KOBLMÜLLER, S. (2020): A reference DNA barcode library for Austrian amphibians and reptiles. – PloS ONE, 15 (3): e0229353.

ZICKERMANN, C. (2019): Bergmolche riechen Grasfroschlaich. – Feldherpetologisches Magazin, 12: 17-18.

ZOLLER, J. (1983): Amphibieninventar St. Gallen: 2. Bericht über Amphibienbeobachtungen 1982 in den Bezirken Sargans, Werdenberg und Teilen des Oberrheintales. – Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 12: 143-173.

ZOLLER, J. (2005): Laich- und Larvenhabitate des Kammmolches *Triturus cristatus* im Uferbereich des Rheindeltas. – AGBU e.V. Thema des Monats März 2005: 2 S.; (Arbeitsgruppe Bodenseeufer).

ZUIDERWIJK, A., SMIT, G. & VAN DEN BOGERT, H. (1993): Die Anlage künstlicher Eiablageplätze: Eine einfache Möglichkeit zum Schutz der Ringelnatter (*Natrix natrix* L. 1758). – In: GRUSCHWITZ, M., KORNACKER, P. M., PODLOUCKY, R., VÖLKL, W. & WAITZMANN, M. (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete. Mertensiella, 3: 227-234.

ZULKA, K. P. (2009): Gefährdungskategorien und Gefährdungsindikatoren. – In: ZULKA, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/3: 534 S. (11-24); Wien (Böhlau).

ZULKA, K. P. & EDER, E. (2007): Zur Methode der Gefährdungseinstufung: Prinzipien, Aktualisierungen, Interpretationen, Anwendungen. – In: ZULKA, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/2: 515 S. (11-36); Wien (Böhlau).

ZULKA, K. P., EDER, E., HÖTTINGER, H. & WEIGAND, E. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. – Monographien, 135: 85 S.; Wien (Umweltbundesamt).

ZULKA, K. P., EDER, E., HÖTTINGER, H., & WEIGAND, E. (2005): Einstufungskonzept. – In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/1: 406 S. (11-44); Wien (Böhlau).

ZURKIRCHEN, J. (Red.) (1974): Montafoner Heimatbuch. – 665 S.; Schruns (Stand Montafon).

7 Anhang: Erläuterung der Einstufung (vgl. Kapitel 2.5)

Alpensalamander (*Salamandra atra*)

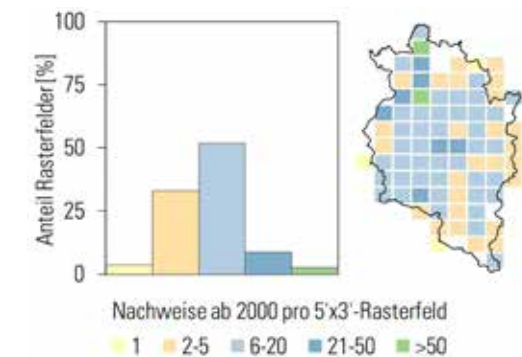
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: sehr weit verbreitet [9] *in Vorarlberg weit verbreitet, in gut geeigneten Lebensräumen in hohen Bestandsdichten*
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-2] *Hinweise auf Bestandsrückgänge in tiefen Lagen*
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0] *derzeit noch keine Arealeinengung durch Verlust tiefergelegener Vorkommen erkennbar, einzelne nicht mehr besetzte Rasterfelder beruhen wohl auf Erhebungsdefiziten*
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [6] *besiedelt mit Mischwäldern, Alpweiden, Bachtobeln relativ häufig vorkommende Lebensräume*
- Habitatentwicklung: leicht negativ [-1] *Veränderung der Lebensräume durch zunehmende Erschließung mit Straßen und Forstwegen im Berggebiet, zunehmender Strukturverlust auch in höheren Lagen*
- direkte anthropogene Beeinflussung: negativ [-4] *wird relativ häufig auf Forst- und Güterwegen überfahren*
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 2
 - 1) *Gefährdung tiefergelegener Vorkommen durch den Klimawandel*
 - 2) *Ausbreitung des Salamanderpilzes (Batrachochytrium salamandrivorans)*

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



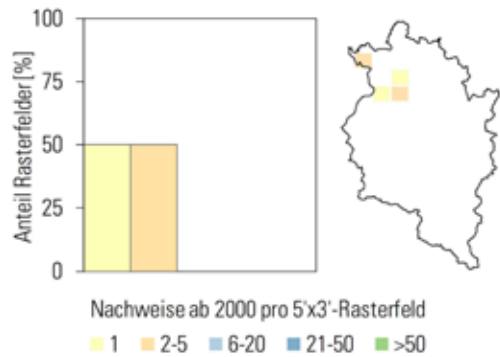
aktuell besetzte Rasterfelder: 79 (Rasterfrequenz: 80 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 10,7
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 37 %

Feuersalamander (*Salamandra salamandra*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 4 (Rasterfrequenz: 4 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 2,3
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 100 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

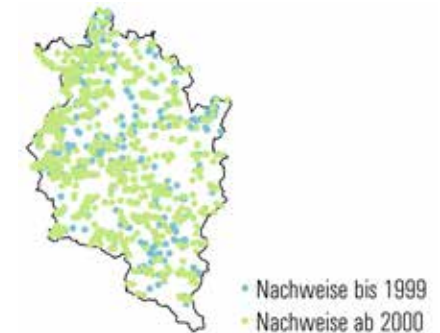
- Bestandssituation: lokal verbreitet, nur sehr wenige Nachweise [1]
sichere Nachweise beschränken sich auf die Umgebung des Alten Rheins in Gaißau und den Rheintalhang im Raum Dornbirn-Hohenems
- Bestandsentwicklung: gleichbleibend [0]
keine rückläufige Entwicklung bekannt
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
keine Hinweise auf Arealrückgang
- Habitatverfügbarkeit: gering [4]
vor allem in Laub- und Laubmischwäldern mit Quellbächen
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Veränderung und Beeinträchtigung der Hydrologie und Qualität von Quellbächen, z.B. durch Drainageleitungen oder Quellfassungen
- direkte anthropogene Beeinflussung: negativ [-4]
Feuersalamander sind gefährdet, wenn sie bei nasser Witterung nachts Straßen aufsuchen (BRARANDUN & ZOLLER 2008)
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
Die Nachweise am Alten Rhein gehen wohl auf verschwemmte Tiere aus der Schweiz zurück. Der Alte Rhein ist kein typischer Lebensraum – als Larvenhabitat geeignete Quellbäche fehlen. Es ist nicht davon auszugehen, dass sich hier dauerhafte Populationen etablieren. Die Vorkommen im Raum Dornbirn-Hohenems sind von Einwanderung unabhängig
- weitere Risikofaktoren: 2
 - 1) Ausbreitung des Salamanderpilzes (*Batrachochytrium salamandrivorans*)
 - 2) erhöhte Gefahr der genetischen Verarmung bzw. erhöhtes Aussterberisiko aufgrund des kleinen, isolierten Vorkommens

Bergmolch (*Ichthyosauria alpestris*)

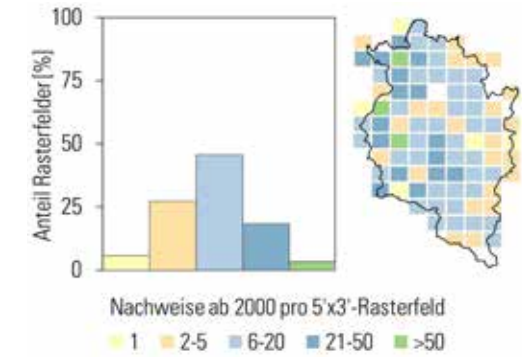
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: landesweit verbreitet, sehr häufig [10]
vom Talboden bis ins Hochgebirge verbreitet, auch im Siedlungsgebiet regelmäßig vorkommend
- Bestandsentwicklung: gleichbleibend [0]
selbst in Gartenteichen oft in individuenreichen Beständen
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
keine Hinweise auf Arealrückgang, einzelne aktuell nicht besetzte Rasterfelder sind wohl auf Datenlücken zurückzuführen
- Habitatverfügbarkeit: hoch [8]
nutzt ein breites Lebensraumspektrum
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer (beispielsweise durch Fischbesatz)
- direkte anthropogene Beeinflussung: leicht negativ [-1]
aufgrund der geringeren Wanderdistanzen seltener durch Verkehr gefährdet als Erdkröte und Grasfrosch, dennoch immer wieder Straßenabschnitte mit ziehenden Bergmolchen in größerer Zahl (BROGGI & WILLI 1998)
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: keine

Datengrundlage



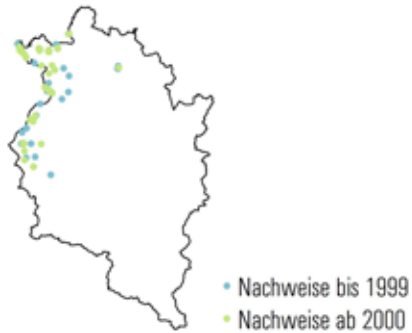
Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



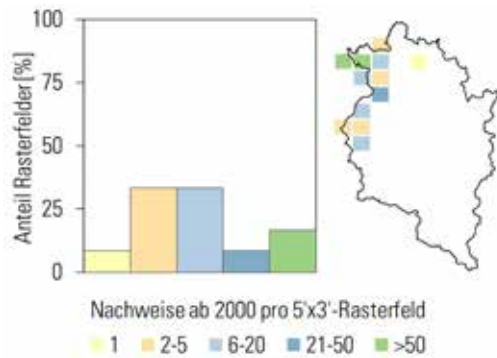
aktuell besetzte Rasterfelder: 88 (Rasterfrequenz: 89 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 15,1
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 33 %

Kammolch (*Triturus cristatus*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 12 (Rasterfrequenz: 12 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 18,7
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 42 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: regional verbreitet, selten [3]
Verbreitungsschwerpunkt im Rheintal, nur wenige Vorkommen bekannt, dort aber durchaus in hohen Individuendichten
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-4]
mehrere Vorkommen nicht mehr bestätigt
- Arealentwicklung: abnehmend [-4]
mehrere Rasterfelder sind aktuell nicht mehr besetzt
- Habitatverfügbarkeit: sehr gering [2]
an hochwertige Feuchtlebensräume in tiefen Lagen gebunden
- Habitatentwicklung: stark negativ [-6]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer (beispielsweise durch Fischbesatz), Laichgewässerangebot am Bodensee von der Wasserstandentwicklung des Sees und somit stark von der Witterung abhängig
- direkte anthropogene Beeinflussung: leicht negativ [-1]
lokal durch Straßenverkehr gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 3
 - 1) *Ausbreitung des Salamanderpilzes (Batrachochytrium salamandrivorans)*
 - 2) *Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs*
 - 3) *Gefahr der genetischen Verarmung aufgrund der fehlenden Vernetzung der Vorkommen*

Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*)

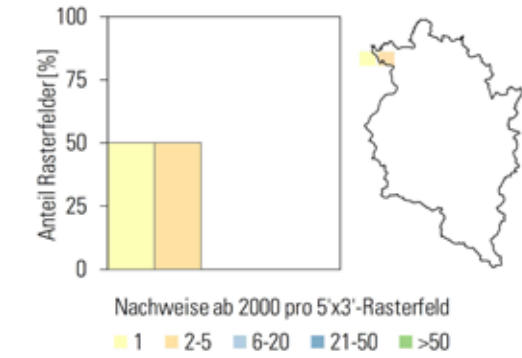
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: nur punktuell vorkommend, extrem selten [1]
seltene Amphibienart Vorarlbergs, bislang nur im Rheindelta nachgewiesen
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
Gewässer, in dem die Art 2008 erstmals sicher für Vorarlberg nachgewiesen wurde, ist nicht mehr besetzt
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
bislang nur punktuell im Rheindelta nachgewiesen
- Habitatverfügbarkeit: gering [3]
besiedelt Kleingewässer in Laub- und Laubmischwaldgebieten der Mittelgebirgslagen
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer (beispielsweise durch Fischbesatz)
- direkte anthropogene Beeinflussung: keine [0]
keine direkte anthropogene Beeinflussung bekannt
- Einwanderung: Einwanderung vorhanden [1]
Die Nachweise in Vorarlberg gehen mit hoher Wahrscheinlichkeit auf angrenzende Vorkommen in der Schweiz zurück. Dort ist die Art rückläufig, viele Vorkommen sind von starken Verlusten betroffen (BARANDUN & ZOLLER 2008)
- weitere Risikofaktoren: 2
 - 1) *erhöhtes Aussterberisiko durch nur punktuelles Vorkommen*
 - 2) *Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs*

Datengrundlage



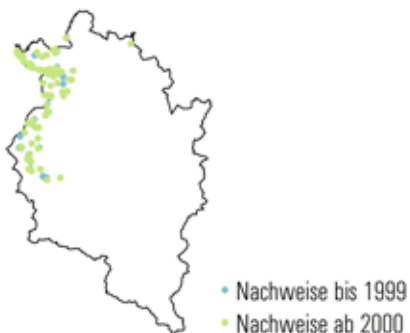
Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



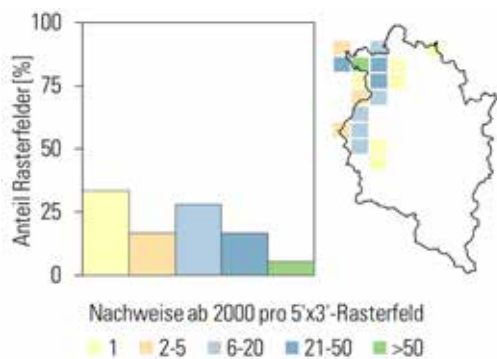
aktuell besetzte Rasterfelder: 2 (Rasterfrequenz: 2 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 2,0
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 100 %

Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 18 (Rasterfrequenz: 18 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 16,4
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 50 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

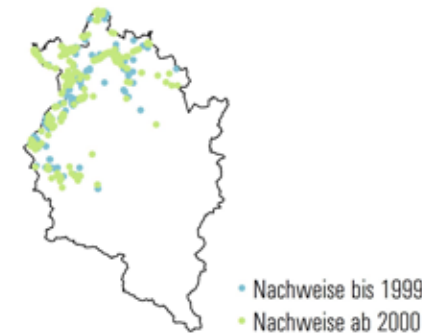
- Bestandssituation: überregional verbreitet, mäßig selten [4]
Verbreitungsschwerpunkt im Rheintal, hier nicht allzu selten
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-2]
Vorkommen liegen in intensiv durch den Menschen genutzten Landschaften
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
keine Hinweise auf Arealrückgang
- Habitatverfügbarkeit: gering [3]
auf den Talraum beschränkt
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer (beispielsweise durch Fischbesatz)
- direkte anthropogene Beeinflussung: leicht negativ [-1]
lokal durch Straßenverkehr gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs

Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

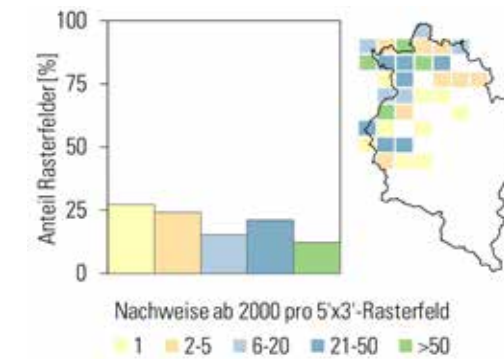
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: überregional verbreitet [5]
im Rheintal, Leiblachtal, Walgau und Bregenzerwald verbreitet, in geeigneten Habitaten durchaus in individuenreichen Beständen, insgesamt aber selten
- Bestandsentwicklung: starker Rückgang [-5]
einige ehemalige Vorkommen wurden nicht mehr bestätigt
- Arealentwicklung: abnehmend [-2]
vor allem im Bregenzerwald sind einzelne Rasterfelder nicht mehr besetzt
- Habitatverfügbarkeit: gering [3]
Verlust ephemerer Gewässer durch Gewässerregulierungen, Entwässerungen und Befestigung von Wegen und Straßen, aufgrund der fehlenden Landschaftsdynamik weitgehend auf Sekundärlebensräume angewiesen
- Habitatentwicklung: stark negativ [-7]
kaum natürliche Pioniergewässer erhalten, fast ausschließlich in Sekundärlebensräumen, Laichgewässerangebot am Bodensee zudem von der Wasserstandentwicklung des Sees und somit stark von der Witterung abhängig
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-2]
zumindest lokal Probleme durch Abfangen der Tiere zur Ansiedlung in Gartenteichen
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 2
1) Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs
2) erhöhte Gefahr der genetischen Verarmung aufgrund der geringen Besiedlungsdichte bzw. der fehlenden Vernetzung zwischen den Populationen

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



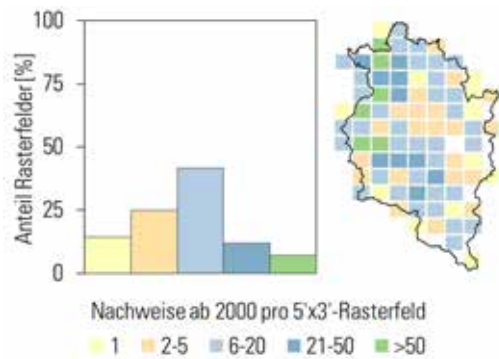
aktuell besetzte Rasterfelder: 33 (Rasterfrequenz: 33 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 24,0
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 52 %

Erdkröte (*Bufo bufo*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 84 (Rasterfrequenz: 85 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 23,5
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 39 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

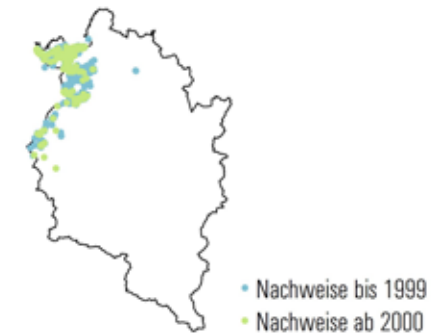
- Bestandssituation: landesweit verbreitet, sehr häufig [10]
vom Talboden bis ins Hochgebirge vorkommend
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
mehrere Hinweise auf rückläufige Bestände insbesondere im Talraum bzw. in siedlungsnahen Lebensräumen
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
derzeit noch keine Hinweise auf Arealrückgang, einzelne aktuell nicht besetzte Rasterfelder sind wohl auf Datenlücken zurückzuführen
- Habitatverfügbarkeit: hoch [8]
nutzt ein breites Lebensraumspektrum
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer
- direkte anthropogene Beeinflussung: negativ [-5]
als weit wandernde Art besonders stark durch Verkehr betroffen
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
 1) *Bestandsrückgänge mit unklaren Ursachen insbesondere in tiefen Lagen, die nicht auf offensichtliche Lebensraumveränderung oder direkte anthropogene Beeinflussung zurückgeführt werden können*

Laubfrosch (*Hyla arborea*)

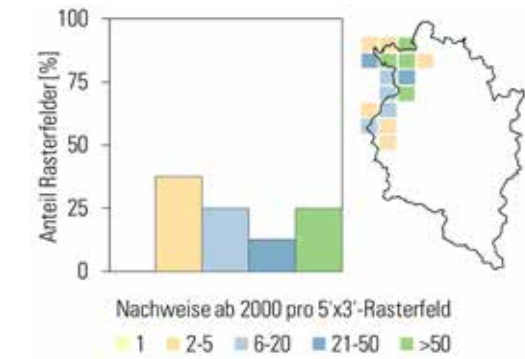
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: zumindest ehemals überregional verbreitet [4]
im Wesentlichen auf das Rheintal beschränkt, in gut geeigneten Gebieten am Bodensee nach wie vor in individuenreichen Beständen
- Bestandsentwicklung: starker Rückgang [-7]
abseits des Bodensees Vorkommen inzwischen großteils verschwunden
- Arealentwicklung: stark abnehmend [-7]
Großteil des ursprünglichen Verbreitungsgebiets nicht mehr besetzt
- Habitatverfügbarkeit: sehr gering [2]
auf hochwertige Feuchtlandsräume mit Temporärgewässern in tiefen Lagen angewiesen
- Habitatentwicklung: stark negativ [-7]
abseits des Bodensees kaum Flutwiesen als Fortpflanzungsgewässer erhalten, Laichgewässerangebot am Bodensee zudem von der Wasserstandsentwicklung des Sees und somit stark von der Witterung abhängig
- direkte anthropogene Beeinflussung: keine [0]
keine direkte anthropogene Beeinflussung bekannt
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 2
 1) *Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs*
 2) *fehlende Vernetzung der Vorkommen abseits des Bodensees*

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



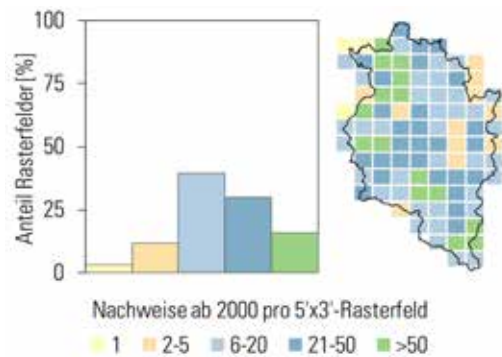
aktuell besetzte Rasterfelder: 16 (Rasterfrequenz: 16 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 36,2
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 38 %

Grasfrosch (*Rana temporaria*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 94 (Rasterfrequenz: 95 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 30,9
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 15 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

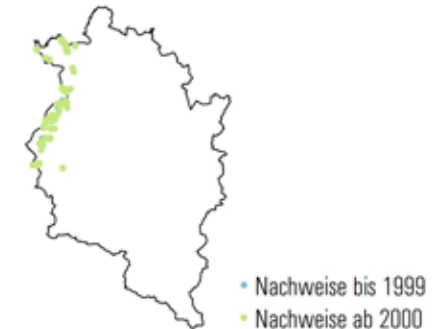
- Bestandssituation: landesweit verbreitet, sehr häufig [10]
vom Talboden bis ins Hochgebirge vorkommend
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-2]
lokale Hinweise auf rückläufige Bestände, insbesondere im Talraum bzw. in siedlungsnahen Lebensräumen ehemals häufiger, im Berggebiet hingegen nach wie vor in großen Populationen
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
derzeit noch keine Hinweise auf einen Arealrückgang vorhanden
- Habitatverfügbarkeit: hoch [8]
nutzt ein breites Lebensraumspektrum
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Lebensräume und Laichgewässer (beispielsweise durch Fischbesatz)
- direkte anthropogene Beeinflussung: negativ [-5]
als weit wandernde Art besonders stark durch Straßenverkehr betroffen
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Bestandsrückgänge unklarer Ursache insbesondere in tiefen Lagen, die nicht auf offensichtliche Lebensraumveränderungen oder direkte anthropogene Beeinflussung zurückgeführt werden können

Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*)

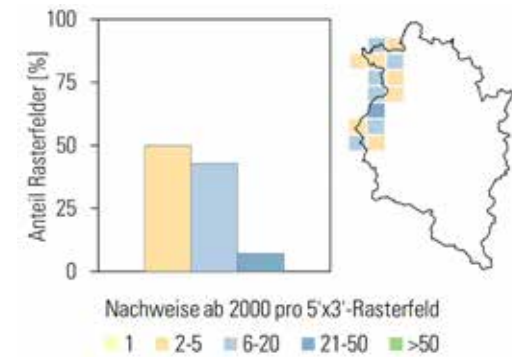
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: regional verbreitet [3]
hat sich im Rheintal und unteren Walgau etabliert
- Bestandsentwicklung: starke Zunahme [+7]
insbesondere im südlichen und mittleren Rheintal inzwischen in individuenstarken Populationen
- Arealentwicklung: stark zunehmend [+7]
ausgehend vom südlichen Rheintal Ausbreitung bis zum Bodensee und in den unteren Walgau
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [5]
an Gewässerlebensräume in tieferen Lagen gebunden
- Habitatentwicklung: gleichbleibend [0]
nutzt auch anthropogen überprägte Gewässer
- direkte anthropogene Beeinflussung: keine [0]
keine direkte anthropogene Beeinflussung bekannt
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: keine

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



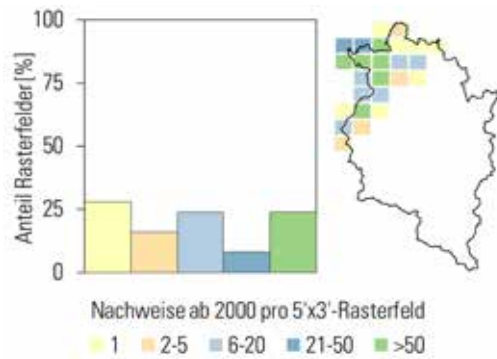
aktuell besetzte Rasterfelder: 14 (Rasterfrequenz: 14 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 8,6
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 50 %

Wasserfrosch-Komplex

Datengrundlage Wasserfrosch-Komplex



Nachweishäufigkeit des Wasserfrosch-Komplexes in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 25 (Rasterfrequenz: 25 %)

mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 44,4

Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 44 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

Kleiner Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*)

- Bestandssituation: allenfalls noch punktuell vorkommend [1]
vermutlich nahezu vollständig durch Italienischen Wasserfrosch verdrängt
- Bestandsentwicklung: sehr starker Rückgang [-9]
durch Italienischen Wasserfrosch und/oder Seefrosch verdrängt, unklar, ob noch unvermischte Bestände existieren
- Arealentwicklung: sehr stark abnehmend [-9]
vermutlich nahezu vollständig verschwunden
- Habitatverfügbarkeit: gering [4]
an geeignete Gewässerlebensräume in tieferen Lagen gebunden
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Wohngewässer
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-2]
durch Pflege von Riedgräben mit Grabenfräsen gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Ausbreitung nicht heimischer Arten (Italienischer Wasserfrosch, Seefrosch)

Teichfrosch (*Pelophylax kl. esculentus*)

- Bestandssituation: allenfalls noch punktuell vorkommend [1]
vermutlich nahezu vollständig durch Italienischen Wasserfrosch verdrängt
- Bestandsentwicklung: sehr starker Rückgang [-9]
durch Italienischen Wasserfrosch und/oder Seefrosch verdrängt, unklar, ob überhaupt noch unvermischte Vorkommen existieren
- Arealentwicklung: sehr stark abnehmend [-9]
vermutlich nahezu vollständig verschwunden
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [5]
an Gewässerlebensräume in tieferen Lagen gebunden
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Wohngewässer
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-2]
durch Pflege von Riedgräben mit Grabenfräsen gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Ausbreitung nicht heimischer Arten (Italienischer Wasserfrosch, Seefrosch)

Italienischer Wasserfrosch (*Pelophylax bergeri*)

- Bestandssituation: überregional verbreitet [4]
Verbreitungsschwerpunkt im Rheintal, auch im Leiblachtal und vereinzelt im vorderen Bregenzerwald vorkommend, oft in individuenreichen Beständen
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
durch Ausbreitung des Seefroschs insbesondere im südlichen und mittleren Rheintal deutlich rückläufig, im Bodenseeraum nach wie vor große, stabile Bestände
- Arealentwicklung: abnehmend [-2]
Hinweise auf Arealeinengung im nur dünn besiedelten Bregenzerwald sowie in Gebieten mit Dominanz des Seefroschs
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [5]
an Gewässerlebensräume in tieferen Lagen gebunden
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Wohngewässer
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-2]
durch Pflege von Riedgräben mit Grabenfräsen gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Ausbreitung des nicht heimischen Seefroschs

Westliche Blindschleiche (*Anguis fragilis*)

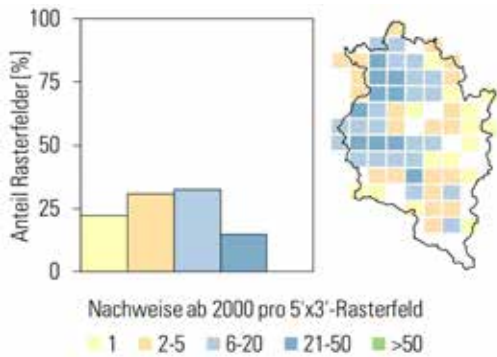
Datengrundlage



Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: weit verbreitet, häufig [8]
Verbreitungsschwerpunkt in tieferen Lagen
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
aufgrund der Veränderung der Lebensräume ist von rückläufiger Entwicklung auszugehen
- Arealentwicklung: gleichbleibend [0]
nicht mehr besetzte Rasterfelder vermutlich durch Datenlücken, nicht wegen beginnender Arealinengung
- Habitatverfügbarkeit: hoch [7]
nutzt strukturreiche Gärten, Kulturlandschaften und lichte Wälder
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
zunehmender Verlust der Strukturvielfalt
- direkte anthropogene Beeinflussung: negativ [-5]
durch Überfahren (auch auf Radwegen) und Mahd (insbesondere Scheibenmäherwerke und Schlegelmulcher) gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Prädation durch Hauskatzen

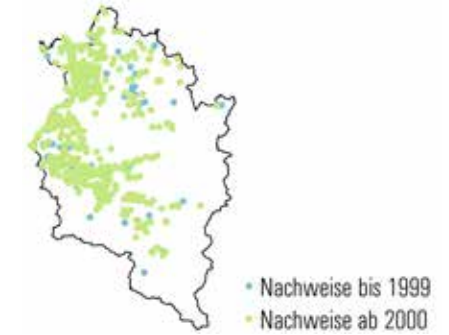
Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 68 (Rasterfrequenz: 69 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 10,0
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 53 %

Zauneidechse (*Lacerta agilis*)

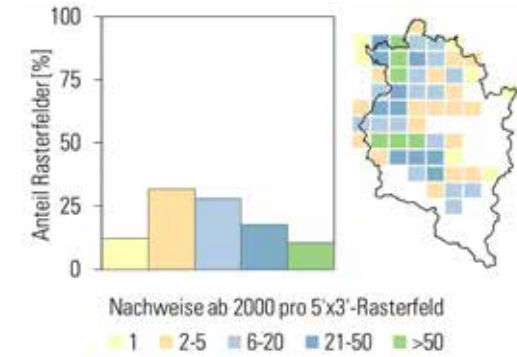
Datengrundlage



Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: weit verbreitet [7]
in Tal- und Hanglagen vorkommend, wenn geeignete Strukturen vorhanden sind, durchaus häufig
- Bestandsentwicklung: starker Rückgang [-5]
nachweislich an Standorten verschwunden, an denen sich die Mauereidechse etabliert hat
- Arealentwicklung: abnehmend [-2]
Hinweise auf beginnenden Arealverlust, insbesondere in Gebieten, in denen sich die Mauereidechse ausbreitet
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [6]
besiedelt strukturreiche Lebensräume tieferer Lagen, im Talraum vor allem in Sekundärlebensräumen wie Böschungen und Dämmen
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
zunehmender Verlust der Strukturvielfalt
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-2]
durch Pflege von Straßenrändern und Böschungen mit Schlegelmulchern gefährdet, immer wieder auch überfahrene Tiere, beispielsweise auf Radwegen
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) Prädation durch Hauskatzen

Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



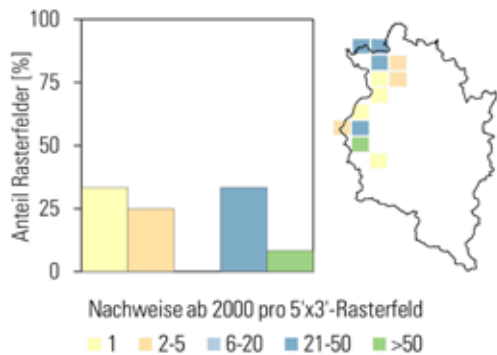
aktuell besetzte Rasterfelder: 57 (Rasterfrequenz: 58 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 19,7
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 44 %

Mauereidechse (*Podarcis muralis*)

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 12 (Rasterfrequenz: 12 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 16,2
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 58 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: regional verbreitet [3] *in einigen Gebiet des Rheintals und Walgaus etabliert*
- Bestandsentwicklung: starke Zunahme [+7] *entwickelt an neu besiedelten Standorten rasch individuenreiche Populationen*
- Arealentwicklung: stark zunehmend [+7] *im Rheintal und im Walgau derzeit stark in Ausbreitung begriffen*
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [5] *trockenwarme Lebensräume tieferer Lagen, auch im Siedlungsgebiet*
- Habitatentwicklung: gleichbleibend [0] *nutzt auch anthropogen geprägte Lebensräume im Siedlungsraum*
- direkte anthropogene Beeinflussung: keine [0] *keine direkte anthropogene Beeinflussung bekannt*
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
 1) *Prädation durch Hauskatzen (vgl. BROWN et al. 1995)*

Bergeidechse (*Zootoca vivipera*)

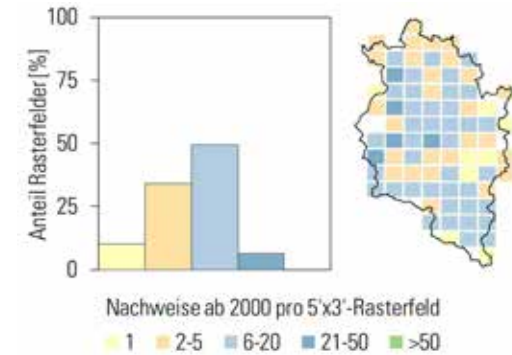
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: sehr weit verbreitet [9] *vor allem im Berggebiet häufig, in tieferen Lagen an Sonderstandorte (großflächige Moore) gebunden*
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-2] *aufgrund der Veränderung der Lebensräume ist von rückläufiger Entwicklung insbesondere in tieferen Lagen auszugehen*
- Arealentwicklung: abnehmend [-2] *die nicht mehr besetzten Rasterfelder im südlichen Rheintal beruhen vermutlich auf einem tatsächlichen Arealverlust und sind nicht auf Datenlücken zurückzuführen*
- Habitatverfügbarkeit: hoch [7] *in höheren Lagen weit verbreitet, im Talraum an Feuchtgebiete gebunden*
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3] *negative Entwicklung von Feuchtgebieten in tieferen Lagen, zunehmender Strukturverlust in höheren Lagen*
- direkte anthropogene Beeinflussung: keine [0] *keine direkte anthropogene Beeinflussung bekannt*
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
 1) *fehlende Vernetzung der Vorkommen in den Feuchtgebieten des Talraums, in denen die Art durch klimatische Veränderungen am stärksten betroffen ist, zumal so gut wie keine Abwanderung in suboptimale Lebensräume stattfindet (THIESMEIER 2013)*

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



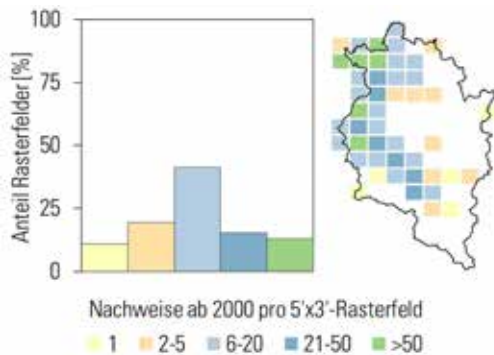
aktuell besetzte Rasterfelder: 79 (Rasterfrequenz: 80 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 8,3
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 44 %

Artkomplex Ringelnatter

Datengrundlage Artkomplex Ringelnatter



Nachweishäufigkeit des Artkomplexes Ringelnatter in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 46 (Rasterfrequenz: 46 %)
 mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 21,4
 Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 30 %

Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

Nördliche Ringelnatter (*Natrix natrix*)

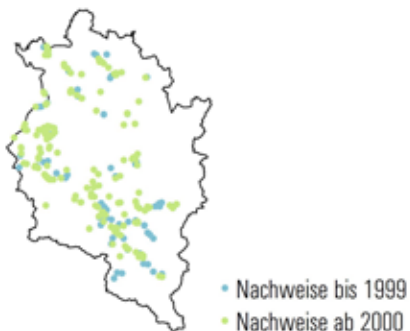
- Bestandssituation: regional verbreitet [3]
Verbreitungsschwerpunkt im nördlichen Rheintal und im Bregenzerwald (etwa ein Drittel des Verbreitungsgebiets des Artkomplexes Ringelnatter), an Gewässern tieferer Lagen regelmäßig vorkommend
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
aufgrund der negativen Entwicklung vieler Feuchtgebiete ist von rückläufigen Beständen auszugehen
- Arealentwicklung: leicht abnehmend [-1]
durch die zunehmende Veränderung der Lebensräume ist von einer negativen Entwicklungstendenz auszugehen
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [6]
strukturreiche Landschaften im Umfeld von Gewässern
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Degradierung von Feuchtgebieten und Fließgewässern
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-3]
lokal Beeinträchtigung durch intensive Freizeitnutzung an Gewässern, teilweise auch durch Verkehr oder direkte Verfolgung gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: keine

Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*)

- Bestandssituation: überregional verbreitet [4]
dominiert im südlichen Rheintal, Walgau, Montafon, Klostertal (etwa zwei Drittel des Verbreitungsgebietes des Artkomplexes Ringelnatter), am häufigsten in Gewässernähe in tieferen Lagen
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
aufgrund der negativen Entwicklung vieler Feuchtgebiete ist von rückläufigen Beständen auszugehen
- Arealentwicklung: leicht abnehmend [-1]
durch die zunehmende Veränderung der Lebensräume ist von einer negativen Entwicklungstendenz auszugehen
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [6]
strukturreiche Landschaften im Umfeld von Gewässern
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
Degradierung von Feuchtgebieten und Fließgewässern
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-3]
lokal Beeinträchtigung durch intensive Freizeitnutzung an Gewässern, teilweise auch durch Verkehr oder direkte Verfolgung gefährdet
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: keine

Schlingnatter (*Coronella austriaca*)

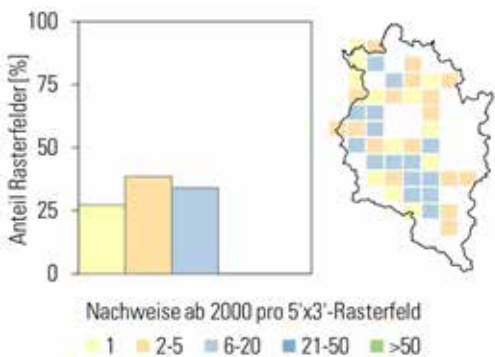
Datengrundlage



Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: relativ weit verbreitet, aber oft nur durch einzelne Beobachtungen belegt [5]
Nachweise umfassen meist nur einzelne Exemplare, insbesondere im Talraum an Sekundärlebensräume wie Dammstandorte gebunden
- Bestandsentwicklung: starker Rückgang [-5]
vielerorts deutlich rückläufig (VÖLKL et al. 2017), es davon auszugehen, dass dies auch auf Vorarlberg zutrifft, zumal lokal Hinweise auf abnehmende Bestände existieren

Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 44 (Rasterfrequenz: 44 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 4,5
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 66 %

- Arealentwicklung: abnehmend [-3]
das Verbreitungsareal wird vermutlich kleiner – es gibt derzeit zwar keinen Rückgang besetzter Rasterfelder, in vielen Gebieten ist die Art aber nur durch Beobachtungen einzelner Individuen belegt
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [5]
an trockenwarme, offene und halboffene Lebensräume gebunden, insbesondere im Talraum weitgehend auf anthropogene Strukturen wie Dämme beschränkt
- Habitatentwicklung: negativ [-5]
als anspruchsvolle Art besonders stark durch Veränderungen der Lebensräume und den Verlust von Klein- und Grenzlinienstrukturen betroffen
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-3]
zumindest lokal durch Verkehr (Fahrrad und Kraftfahrzeuge) gefährdet, selten auch durch direkte Verfolgung

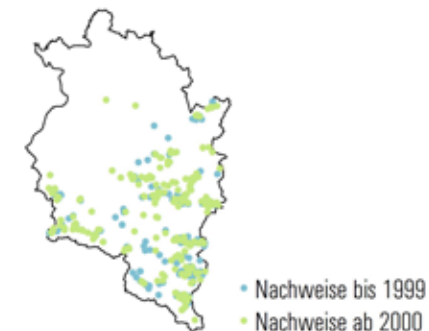
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 2
 - 1) erhöhte Gefahr der genetischen Verarmung aufgrund der geringen Besiedlungsdichte bzw. der fehlenden Vernetzung zwischen den Populationen
 - 2) Prädation durch Hauskatzen in siedlungsnahen Lebensräumen

Kreuzotter (*Vipera berus*)

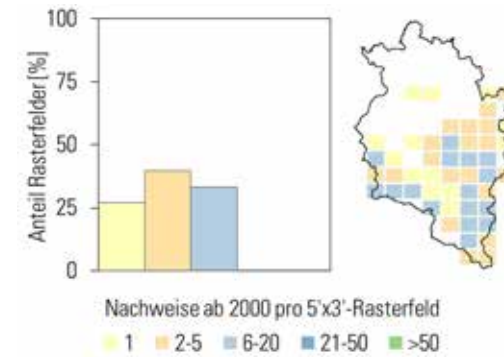
Einstufungsfaktoren für die Ermittlung des Gefährdungsgrads

- Bestandssituation: relativ weit verbreitet, aber oft nur durch einzelne Beobachtungen belegt [5]
vor allem in den Bergregionen im Süden des Landes verbreitet
- Bestandsentwicklung: Rückgang [-3]
aufgrund der Veränderung der Lebensräume (Strukturverluste im Alpengebiet, steigende touristische Nutzung der Bergregionen) ist von einer rückläufigen Entwicklung auszugehen.
- Arealentwicklung: leicht abnehmend [-1]
einzelne unbesetzte Rasterfelder vermutlich aufgrund von Datenlücken, insgesamt jedoch eine eher negative Entwicklungstendenz anzunehmen
- Habitatverfügbarkeit: mäßig [6]
besiedelt strukturreiche Lebensräume im Berggebiet
- Habitatentwicklung: mäßig negativ [-3]
auch in höheren Lagen zunehmende Strukturverluste
- direkte anthropogene Beeinflussung: mäßig negativ [-3]
wird nach wie vor direkt verfolgt
- Einwanderung: keine regelmäßige Einwanderung [0]
- weitere Risikofaktoren: 1
1) aufgrund der Bevorzugung von kühlfeuchten Lebensräumen erhöhte Gefährdung durch klimatische Veränderungen

Datengrundlage



Nachweishäufigkeit in aktuell besetzten Rasterfeldern



aktuell besetzte Rasterfelder: 48 (Rasterfrequenz: 48 %)
mittlere Anzahl an Nachweisen pro Rasterfeld: 5,2
Anteil Rasterfelder mit 1 bis 5 Nachweisen: 67 %



9 783990 185919

ISBN 978-3-99018-591-9

ISSN 1682-7147

BUCHER 
bucherverlag.com