



Amphibien in der Agrarlandschaft

Risikominderung im Pflanzenschutz und Förderung der Populationen

Herausgeberin und Herausgeber

Annette Aldrich, Gregory Churko, Benedikt R. Schmidt,
Erich Szerencsits



Impressum

| | |
|-------------|--|
| Herausgeber | Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch |
| Auskünfte | Erich Szerencsits, erich.szerencsits@agroscope.admin.ch |
| Redaktion | Annette Aldrich, Moritz Bär, Gregory Churko, Benedikt R. Schmidt, Erich Szerencsits |
| Gestaltung | Erich Szerencsits |
| Fotos | Moritz Bär |
| Titelbild | Moritz Bär |
| Download | www.agroscope.ch/science |
| Copyright | © Agroscope 2024 |
| ISSN | 2296-729X |
| DOI | https://doi.org/10.34776/as178g |

Haftungsausschluss :

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| Beteiligte Institutionen und Autorinnen und Autoren | 5 |
| Danksagung | 5 |
| Zusammenfassung | 6 |
| Résumé | 8 |
| Summary | 11 |
| 1 Projektziele | 13 |
| 2 Ausgangslage: Amphibien und Pflanzenschutzmittel <i>Annette Aldrich, Moritz Bär, Sarah Bänziger, Benedikt R. Schmidt, Erich Szerencsits</i> | 14 |
| 2.1 Ökotoxikologische Risikobeurteilung..... | 14 |
| 2.2 Gefährdung von Amphibien..... | 14 |
| 2.3 Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien | 15 |
| 2.4 Bedeutung von Amphibien im Ökosystem | 15 |
| 2.5 Anwesenheit auf landwirtschaftlichen Flächen | 15 |
| 2.6 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten..... | 17 |
| 2.6.1 Direkte Exposition von Amphibien durch Pflanzenschutzmittel | 18 |
| 2.6.2 Indirekte Einwirkungen von Pflanzenschutzmittel auf Amphibien | 19 |
| 2.6.3 Weitere Gefahren für Amphibien in landwirtschaftlichen Nutzflächen | 19 |
| 3 Risikominderungsmassnahmen und Förderung von Amphibien in der Landwirtschaft <i>Annette Aldrich, Sarah Bänziger, Moritz Bär, Gregory Churko, Benedikt R. Schmidt, Erich Szerencsits</i> | 20 |
| 3.1 Vorgehen und Bewertungskriterien | 20 |
| 3.2 Potentielle Risikominderungsmassnahmen für Amphibien und deren Bewertung | 21 |
| 3.2.1 Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte und der landwirtschaftlichen Beraterinnen und Berater..... | 21 |
| 3.2.2 Reduktion des Einsatzes und der Risiken von Pflanzenschutzmittel..... | 22 |
| 3.2.3 Veränderung des Einsatzes von Pflanzenschutzmittel | 23 |
| 3.2.4 Veränderung der Migrationswege der Amphibien | 24 |
| 3.2.5 Veränderung der landwirtschaftlichen Struktur | 25 |
| 3.2.6 Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis | 31 |
| 3.3 Übersicht über Wirksamkeit und Machbarkeit der Risikominderungsmassnahmen | 32 |
| 3.4 Fazit: Geeignete Risikominderungsmassnahmen für Amphibien | 37 |
| 4 Grundlagen zur Populationsbiologie und Raumnutzung der Amphibien in der Agrarlandschaft als Basis für die Auswahl und effiziente Umsetzung der Massnahmen | 40 |
| 4.1 Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Populationen und Metapopulationen von Amphibien: Ergebnisse eines Modells für Kreuzkröten, Laubfrosch und Kammmolch <i>Claudio Bozzuto, Benedikt R. Schmidt</i> | 40 |
| 4.1.1 Zusammenfassung | 40 |
| 4.1.2 Hintergrund | 41 |
| 4.1.3 Methoden..... | 42 |
| 4.1.4 Resultate | 47 |
| 4.1.5 Diskussion und Ausblick..... | 54 |
| 4.2 Modell-basierte Szenarien der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien und Wirkung von Risikominderungsmassnahmen <i>Giovanni Vimercati, Benedikt R. Schmidt</i> | 57 |
| 4.2.1 Methoden..... | 58 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 4.2.2 | Resultate | 58 |
| 4.2.3 | Diskussion | 62 |
| 4.3 | Neue Geoinformationen als Grundlage für den Schutz und die Förderung von Amphibien in der Agrarlandschaft <i>Gregory Churko, Erich Szerencsits, Annette Aldrich, Benedikt R. Schmidt</i> | 63 |
| 4.3.1 | Methodisches Vorgehen..... | 63 |
| 4.3.2 | Interpretation und Anwendung der Ergebnisse in der Praxis..... | 68 |
| 4.4 | Nutzung von Landlebensräumen durch die Kreuzkröte <i>Gregory Churko, Moritz Bär, Genoveva Haibach, Kathrin Altermatt, Benedikt R. Schmidt</i> | 76 |
| 4.4.1 | Einführung | 76 |
| 4.4.2 | Material und Methoden..... | 76 |
| 4.4.3 | Resultate | 81 |
| 4.4.4 | Diskussion | 92 |
| 5 | Abkürzungen..... | 94 |
| 6 | Literaturverzeichnis | 95 |

Beteiligte Institutionen und Autorinnen und Autoren

Agroscope, Zürich

Kathrin Altermatt, Sarah Bänziger, Moritz Bär, Gregory Churko, Genoveva Haibach, Erich Szerencsits

Bundesamt für Umwelt, Bern

Annette Aldrich

info fauna karch, Neuchâtel

Benedikt R. Schmidt

Department of Biology, University of Fribourg, Fribourg

Giovanni Vimercati

Wildlife Analysis GmbH, Zürich

Claudio Bozzuto

Danksagung

Das Projekt wurde mit der Unterstützung des BAFU erarbeitet (Forschungsvertrag 19.0041.PJ/S264-1252).

Wir danken allen Projektbeteiligten für ihre Unterstützung und Beratung. Fachleute der Bundesämter BLW, BAFU, Agroscope, der Kantone, der Beratungsstelle IANB, von WSL, EAWAG und Ökotoxzentrum haben im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitgruppe des Projekts und/oder am Workshop in Bern am 01.11.2022 wertvolle Beiträge eingebracht.

Ebenso danken wir den internationalen Expertinnen und Experten der COST Action PERIAMAR, die sich an der online Umfrage beteiligt haben. Spezieller Dank gilt allen Landwirtinnen und Landwirten, welche uns erlauben haben, auf ihrem Land die Feldstudie zur Lebensraumnutzung der Kreuzkröte durchzuführen.

Wir danken den Personen, die den Bericht kommentiert haben (Agroscope: Felix Herzog, Judith Blom; BLW: Katja Knauer; Beratungsstelle IANB: Ursina Tobler)

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit ist es, Risikominderungsmaßnahmen für die terrestrischen Lebensstadien von Amphibien in Agrarlandschaften zu beschreiben, die unabhängig von der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln empfohlen werden können. Diese Massnahmen sollen das Risiko der Pflanzenschutzmittel-Exposition reduzieren, sowie die Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten fördern und negative Effekte durch Pflanzenschutzmittel auf der Populationsebene kompensieren können. Zusätzlich wurden bereits bestehende Massnahmen für andere Organismengruppen und Massnahmen, welche der Bundesrat mittels neuer Bestimmungen für die Anwendung von Pflanzenschutzmittel definierte, hinsichtlich ihrer Wirkung auf Amphibien untersucht.

Mithilfe einer Literaturrecherche und einer Umfrage bei kantonalen Beratungsstellen wurden potentielle Risikominderungsmaßnahmen zusammengetragen. Alle Massnahmen wurden durch Befragung von Experten und Expertinnen bezüglich ihrer Wirksamkeit zum Schutz oder zur Förderung der Amphibien und ihrer Umsetzbarkeit in einem landwirtschaftlichen Betrieb sowie auf ihre Kontrollierbarkeit hin bewertet.

Insgesamt wären in der Schweiz 30 Massnahmen denkbar. Insbesondere wurden bestehende Massnahmen für den ökologischen Ausgleich und zur Reduktion der Pflanzenschutzmittel-Risiken evaluiert, aber auch Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis wurden berücksichtigt. Daraus ergeben sich neun Risikominderungsmaßnahmen, die für eine praktische Anwendung vorgeschlagen werden, wobei für die Umsetzung eine vorausschauende und konstruktive Zusammenarbeit von Landwirtschaft und Amphibienschutz wichtig ist. Die Auswirkung auf die Produktion wurde im Rahmen dieses Projektes nicht quantifiziert. Zum Teil werden die Massnahmen bereits umgesetzt oder gefördert, können jedoch basierend auf dieser Arbeit noch spezifischer für Amphibien angepasst werden; die Massnahmen wiederum würden neben den Amphibien auch andere Tiergruppen fördern. Prinzipiell kann durch die Kombination von Massnahmen die Wirkung erhöht werden. Die Massnahmen können folgendermassen zusammengefasst werden:

- Workshops für Landwirtinnen und Landwirte und landwirtschaftliche Beraterinnen und Berater: Die Sensibilisierung bildet die Grundlage für eine erfolgreiche Umsetzung der Risikominderungsmaßnahmen und fördert den bewussten und sorgfältigen Umgang mit Pflanzenschutzmitteln und somit den Schutz von Amphibien.
- Lokal keine Anwendung von Pflanzenschutzmittel auf den Wanderrouen während der Hauptwanderzeit der Amphibien im Frühling: Diese Massnahme erfordert eine differenzierte Betrachtung je nach Vorkommen der Arten und dem Zeitpunkt der Wanderung. Die erwartete Wirkung wäre sehr hoch, da ein direkter Kontakt der wandernden Amphibien mit Pflanzenschutzmittel vermieden werden kann, nützt aber vor allem den häufigsten Arten (Grasfrosch, Erdkröte, Bergmolch). Voraussetzung für die Umsetzung ist ein gutes Prognosemodell für den Zeitpunkt der Amphibienwanderung; ferner müsste abgeklärt werden, ob die Massnahme zu Ertragseinbussen führt.
- Keine (oder zeitlich eingeschränkte) Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Bereich B der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung: Diese sollen Populationen der seltenen Arten und auch bedeutende Populationen der häufigen Arten schützen, wobei der Bereich B an Laichgewässern angrenzende Landlebensräume und Teile der Wanderkorridore umfasst. Für die Einzelpopulationen hätte diese Massnahme eine hohe Wirkung. In der Summe betrifft dies nur wenige Laichgewässer. Ca. 10 % aller Amphibienlaichgewässer sind im Inventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung. Schweizweit werden in den Perimetern rund 1008 ha Pflanzenschutzmittel-relevante Kulturen angebaut.
- Räumliche Anordnung von Biodiversitätsförderflächen: Die räumliche Anordnung ist für ihre Schutzfunktion und die Aufwertung des Landlebensraums von grosser Bedeutung. Insbesondere z.B. auf saisonalen Wanderrouen oder in der Nähe von Laichgewässern. In dieser Arbeit zur Verfügung gestellte Grundlagen sollen die Umsetzung vereinfachen. Die Massnahme wird als gut machbar und wirksam betrachtet, braucht aber eine differenzierte Betrachtung und eine gute Beratung.
- Standortgerechte Anlage von Kleinstrukturen, die als Verstecke für Amphibien im Landlebensraum dienen können: Darunter fallen zum Beispiel Holz- und Steinhäufen, aber auch weitere Strukturelemente wie Gebüschgruppen und Wassergräben. Diese stellen ein geeignetes Habitat für Amphibien dar und sind den Landwirten und Landwirtinnen bereits vertraut. Die Anlage von Kleinstrukturen an Feldrändern, in

Biodiversitätsförderflächen oder um Amphibienlaichgewässer wird als besonders wirksam und gut umsetzbar eingeschätzt. Diese Massnahme kann helfen, insbesondere das Überleben der Jungtiere, die für die Lebensfähigkeit der Populationen besonders wichtig sind, zu erhöhen.

- **Integratives Wassermanagement:** Der Klimawandel erfordert auch bei der Landwirtschaft ein Umdenken. Um die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen sicherzustellen, können z.B. Retentionsbecken angelegt werden. Wenn diese entsprechend geplant werden, entstehen so auch neue Laichgewässer. Dies ist ein zukunftsrelevantes Thema mit viel Potential für den Amphibienschutz. Die Umsetzbarkeit erfordert eine kombinierte Planung der Land- und Wasserwirtschaft und des Amphibien- bzw. Naturschutzes.
- **Anlage von neuen Amphibienlaichgewässern:** Der Bau neuer Laichgewässer wurde von den Herpetologen und Herpetologinnen als äusserst wirksame Risikominderungsmassnahmen eingeschätzt. Während man beim Bau der Laichgewässer auf bewährte Methoden zurückgreifen kann, ist ihre Akzeptanz bei den Landwirtinnen und Landwirten unter Umständen gering (u.a. wegen Abstandsauflagen zu Gewässern). Die landwirtschaftliche Beratung könnte hier eine wichtige Aufgabe übernehmen. Auch die Populationsmodellierung zeigte, dass die Anlage von Laichgewässern die wirksamste Massnahme ist, um Metapopulationen der Amphibien auf Landschaftsebene zu fördern. Die Analyse der Wanderrouten zwischen den bestehenden Laichgewässern bietet einen Überblick, wo neue Laichgewässer zur Vernetzung der Populationen beitragen können.
- **Anlage von Nassreis als Spezialfall von Amphibienlaichgewässern:** Nassreisfelder können Amphibienpopulationen substanziell fördern, insbesondere die spät laichenden Arten, welche temporäre Gewässer bevorzugen. Gleichzeitig wird ein Nischenprodukt hergestellt (Schweizer Reis), das zu attraktiven Preisen ab Hof verkauft wird. Ökologischer Anbau von Nassreis wird ab 2024 als Biodiversitätsförderflächentyp finanziell gefördert. Diese Massnahme wird aufgrund neuer Forschungsergebnisse vorgeschlagen (www.nassreis.agroscope.ch), sie war nicht Teil des Bewertungsverfahrens im Projekt.
- **Angepasste Bewirtschaftung im Umfeld von Amphibienlaichgewässern:** Das beinhaltet beispielsweise eine extensive Landwirtschaft oder auch den Einsatz von driftreduzierenden Düsen. Dies wurde als eine sehr wirkungsvolle Massnahme bewertet, insbesondere da die Wahl der Düsen die landwirtschaftliche Produktion nicht beeinträchtigt und die Düsen bereits weit verbreitet sind.

Für die Auswahl lokal angepasster Massnahmen und deren Umsetzung liefern weitere Beiträge in diesem Bericht wissenschaftliche Grundlagen. Mit Modellen für die Dynamik von Populationen und Metapopulationen von Amphibien werden potentielle Effekte von Pflanzenschutzmitteln beschrieben und Hinweise geliefert, wie Amphibienpopulationen auf Risikominderungsmassnahmen reagieren. Auf diese Weise können Massnahmen identifiziert werden, die den grössten Effekt auf Amphibienpopulationen haben. Wir analysierten die Nutzung von Agrarlandschaften durch Amphibien auf nationaler Ebene und zeigen, wo Populationen auf Agrarflächen mit Pflanzenschutzmittel-Einsatz potentiell leben. Diese Arbeiten liefern die Grundlageninformationen darüber, wo und zu welchem Zeitpunkt welche Arten und Lebensstadien wie am besten geschützt werden können. So scheint basierend auf Modellierungen ein Schutz der Kaulquappen und insbesondere der Jungtiere (nach der Metamorphose) die grösste Schutzwirkung auf die Population zu entfalten. Regional ist die Anlage neuer Laichgewässer (mit geeignetem Landlebensraum) die effizienteste Massnahme und auf lokaler Ebene werden Kleinstrukturen im Landlebensraum oder auf saisonalen Wanderrouten als wirksam eingeschätzt. Risikominderungsmassnahmen sollten artspezifisch gewählt und umgesetzt werden. So wurde in der Feldstudie beobachtet, wie Kreuzkröten Ackerflächen als Landlebensraum nutzten, da sie offene Böden bevorzugen. Daher wären Biodiversitätsförderflächen mit offenen Böden eine vielversprechende Aufwertungsmassnahme, um Kreuzkröten zu fördern. Auch wenn Förderprogramme häufig artspezifisch sind und die Arten lokal unterschiedlich vorkommen, so zeigen die Kartierungen, dass Amphibien in landwirtschaftlichen Flächen keine Ausnahme darstellen, sondern potentiell weit verbreitet sind. Jedoch haben besonders die stark gefährdeten Arten vor allem auf den potentiellen Wanderrouten zwischen den Amphibienlaichgebieten eine hohe Wahrscheinlichkeit, mit Pflanzenschutzmitteln in Kontakt zu kommen.

Résumé

L'objectif de ce travail est de décrire des mesures de réduction des risques pour les différents stades de vie terrestres des amphibiens dans les paysages agricoles, ces mesures étant susceptibles d'être recommandées indépendamment de l'homologation des produits phytosanitaires. Ces mesures visent à réduire le risque d'exposition aux produits phytosanitaires, à favoriser les amphibiens dans les zones agricoles et à compenser les effets négatifs des produits phytosanitaires à l'échelle de la population de ces animaux. En outre, le projet a également étudié l'impact sur les amphibiens des mesures déjà en place pour d'autres groupes d'organismes, ainsi que des mesures définies par le Conseil fédéral au moyen de nouvelles dispositions pour l'utilisation de produits phytosanitaires.

Une recherche bibliographique et une enquête auprès des services cantonaux de vulgarisation ont permis de réunir des mesures susceptibles de réduire les risques. Toutes les mesures ont été évaluées par des expertes et experts quant à leur efficacité à protéger ou à promouvoir les amphibiens, à leur faisabilité pratique dans une exploitation agricole et aux possibilités de contrôle.

Au total, une trentaine de mesures serait envisageable en Suisse. Les mesures déjà en place pour la compensation écologique et la réduction des risques liés aux produits phytosanitaires ont notamment été évaluées, mais les changements dans la pratique agricole ont également été pris en compte. Neuf nouvelles mesures de réduction des risques ont été proposées pour une application pratique, sachant qu'une anticipation et une collaboration constructive entre l'agriculture et les organismes de protection des amphibiens sont importantes pour leur mise en œuvre. L'impact sur la production n'a pas été quantifié dans le cadre de ce projet. Certaines mesures sont déjà mises en œuvre ou encouragées, mais peuvent être adaptées de manière plus spécifique aux amphibiens sur la base de ce travail; les mesures favoriseraient à leur tour d'autres groupes d'animaux. En principe, combiner les mesures permettrait d'en amplifier l'effet. Voici un récapitulatif des diverses mesures:

- Ateliers destinés aux agricultrices et agriculteurs ainsi qu'aux conseillères et conseillers agricoles: la sensibilisation est essentielle à la réussite de la mise en œuvre des mesures de réduction des risques et favorise une utilisation consciente et prudente des produits phytosanitaires, bénéfique à la protection des amphibiens.
- Aucune application locale de produits phytosanitaires sur les axes de migration pendant la période principale de migration des amphibiens au printemps: cette mesure nécessite une approche différenciée selon la présence des espèces et la période de migration. L'effet escompté serait très élevé, car cette mesure permettrait d'éviter un contact direct des amphibiens migrateurs avec les produits phytosanitaires, mais profiterait surtout aux espèces les plus fréquentes (grenouille rousse, crapaud commun, triton alpestre). La condition préalable à la mise en œuvre est un modèle efficace permettant de prévoir le moment de la migration des amphibiens; il reste en outre à déterminer si la mesure peut entraîner des pertes de rendement.
- Pas d'utilisation (ou utilisation limitée dans le temps) de produits phytosanitaires dans le périmètre B des sites de reproduction des batraciens d'importance nationale: ceux-ci ont pour vocation de protéger les populations des espèces rares ainsi que les populations importantes des espèces fréquentes, le périmètre B comprenant les habitats terrestres adjacents aux plans d'eau de reproduction et des parties des voies de migration. Cette mesure aurait un impact important sur les différentes populations. Au total, seul un petit nombre de sites de reproduction sont concernés. Environ 10 % de l'ensemble des sites de reproduction d'amphibiens figurent dans l'inventaire national. Dans l'ensemble de la Suisse, environ 1008 ha de cultures nécessitant l'utilisation de produits phytosanitaires sont cultivés dans ces périmètres.
- Disposition des surfaces de promotion de la biodiversité dans l'espace: la disposition de ce type de surfaces dans l'espace est très importante pour leur fonction de protection et la valorisation de l'habitat terrestre, notamment sur les itinéraires de migration saisonniers ou à proximité des plans d'eau. Les bases mises à disposition dans ce travail visent à simplifier la mise en œuvre. La mesure est considérée comme tout à fait faisable et efficace, mais elle nécessite une approche différenciée et des conseils compétents.

- Aménagement de petites structures adaptées au site qui peuvent servir de cachettes aux amphibiens dans leur habitat terrestre: par exemple tas de bois et de pierres, mais aussi d'autres éléments structurels tels que des groupes de buissons et des fossés. Ces derniers constituent un habitat approprié pour les amphibiens et sont déjà familiers des agricultrices et agriculteurs. L'aménagement de petites structures en bordure de champ, dans les surfaces de promotion de la biodiversité ou autour des plans d'eau est considéré comme particulièrement efficace et facile à mettre en œuvre. Cette mesure peut contribuer à augmenter les chances de survie des jeunes batraciens, dont le rôle est particulièrement important pour la viabilité des populations.
- Gestion intégrée de l'eau: le changement climatique implique également que l'agriculture repense son fonctionnement. Pour assurer l'irrigation des cultures agricoles, il est par exemple possible d'aménager des bassins de rétention. S'ils sont planifiés correctement, ils permettront également de créer de nouvelles zones de reproduction. C'est un sujet important pour l'avenir et qui offre beaucoup de potentiel pour la protection des amphibiens. Sa mise en œuvre nécessite une planification combinée de l'agriculture et de la gestion des eaux ainsi que de la protection des amphibiens et de la nature.
- Aménagement de nouvelles zones de reproduction pour les amphibiens: l'aménagement de nouveaux plans d'eau a été considérée par les herpétologues comme une mesure de réduction des risques extrêmement efficace. Alors qu'il existe des méthodes éprouvées pour aménager des étangs, celles-ci sont encore acceptées avec réticence par les agricultrices et agriculteurs (notamment en raison des distances à respecter par rapport aux cours d'eau). La vulgarisation agricole pourrait jouer un rôle important à cet égard. La modélisation des populations a également montré que l'aménagement de plans d'eau est la mesure la plus efficace pour favoriser les métapopulations d'amphibiens dans les zones concernées. L'analyse des voies de migration entre les sites de reproduction existants donne un aperçu des endroits où mettre en place de nouveaux plans d'eau pour contribuer à la mise en réseau des populations.
- Aménagement de rizières humides comme cas particulier de zones de reproduction pour les amphibiens: les rizières peuvent favoriser de manière appréciable les populations d'amphibiens, en particulier les espèces à reproduction tardive qui préfèrent les eaux temporaires. Parallèlement, cette mesure permet la culture d'un produit de niche (riz suisse), qui est vendu directement à la ferme à des prix attractifs. A partir de 2024, la culture écologique du riz bénéficiera d'un soutien financier en qualité de surface de promotion de la biodiversité. Cette mesure est proposée sur la base de nouveaux résultats de recherche (www.nassreis.agroscope.ch), elle ne faisait pas partie de la procédure d'évaluation du projet.
- Adaptation du mode d'exploitation aux abords des sites de reproduction des amphibiens: Cela implique par exemple une agriculture extensive ou encore l'utilisation de buses réduisant la dérive des produits épandus. Cette dernière mesure a été jugée très efficace, d'autant plus que le choix des buses n'a pas d'impact sur la production agricole et qu'elles sont déjà largement répandues.

D'autres contributions de ce rapport fournissent des bases scientifiques permettant de choisir des mesures adaptées localement et de les mettre en œuvre. Des modèles simulant la dynamique des populations et des métapopulations d'amphibiens permettent de décrire les effets potentiels des produits phytosanitaires et de montrer comment les populations d'amphibiens réagissent aux mesures de réduction des risques. Ces simulations permettent d'identifier celles qui ont le plus grand impact sur les populations d'amphibiens. Nous avons analysé l'utilisation des paysages agricoles par les amphibiens à l'échelle nationale et montrons quelles surfaces agricoles où des produits phytosanitaires sont utilisés sont susceptibles d'abriter des populations d'amphibiens. Ces travaux fournissent les bases permettant de déterminer où et à quel moment quelles espèces et quels stades de vie peuvent être protégés au mieux et par quels moyens. Ainsi, sur la base des modélisations, il semblerait que la protection des têtards et en particulier des jeunes (après la métamorphose) soit la mesure avec le plus grand effet protecteur sur la population. Au niveau régional, la création de nouveaux sites de reproduction (avec un habitat terrestre approprié) est la mesure la plus efficace. Au niveau local, c'est la mise en place de petites structures dans l'habitat terrestre ou sur les voies de migration saisonnières qui est considérée comme efficace. Les mesures de réduction des risques doivent être choisies et mises en œuvre en fonction des espèces. Ainsi, l'étude de terrain a montré que les crapauds calamites utilisaient les surfaces cultivées comme habitat terrestre, car ils préfèrent les sols ouverts. Par conséquent, les surfaces de promotion de la biodiversité avec des sols ouverts seraient une mesure de valorisation prometteuse en faveur des crapauds calamites. Même si les programmes de promotion sont souvent spécifiques aux espèces et que la présence de ces dernières varie localement, les cartographies montrent que les amphibiens ne sont pas une exception dans les surfaces agricoles, mais qu'ils sont potentiellement très répandus. Cependant, les espèces menacées ont une forte probabilité d'entrer en contact avec les produits phytosanitaires, en particulier sur les voies de dispersion situées entre les sites de reproduction des amphibiens.

Summary

The objective of this work is to describe risk reduction measures for the terrestrial life stages of amphibians that can be recommended independent from the approval of plant protection products (PPP). These measures should be able to reduce the risk of PPP exposure, as well as promote amphibians in agricultural areas and compensate for the negative effects caused by PPP at the population level. In particular, we evaluated existing measures for ecological compensation and PPP risk reduction, and took changes in agricultural practice also into account.

With the help of a literature review and a survey of cantonal advisory agencies, we compiled potential risk reduction measures. In addition, existing measures for other organism groups and measures defined by the Federal Council by means of new regulations for the application of PPPs were examined with regard to their effect on amphibians. All measures were evaluated by interviewing experts with regard to their effectiveness for the protection or promotion of amphibians, their feasibility on a farm, as well as their controllability. The impact on production was not quantified as part of this project.

A total of 30 measures were considered conceivable in Switzerland. Of these, nine risk reduction measures are proposed for practical application, whereby a forward-looking and constructive cooperation between agriculture and amphibian conservation will be important for their implementation. In part, these measures are already being implemented or promoted, but they can be adapted more specifically for amphibians based on this work; in turn, the measures would benefit other animal groups in addition to amphibians. In principle, the combination of measures can increase their impact.

- Workshops for farmers and agricultural advisors: raising awareness forms the basis for the successful implementation of risk reduction measures and promotes the conscious and careful use of plant protection products and thus the protection of amphibians.
- No local application of plant protection products on migration routes during the main migration period of amphibians in spring: this measure requires a differentiated consideration depending on the occurrence of the species and the time of migration. The expected impact would be very high, as direct contact of migrating amphibians with pesticides would be avoided. It mainly benefits the most common species (common frog, common toad, alpine newt). A prerequisite for implementation is a good forecasting model for the timing of amphibian migration; furthermore, it would have to be clarified whether the measure would lead to yield losses.
- No (or time-limited) application of plant protection products in area B of amphibian breeding sites of national importance: with area B comprising terrestrial habitats adjacent to breeding sites and parts of migration corridors, they are intended to protect populations of rare species and also significant populations of common species. For individual populations, this measure would have a high impact. In sum, only a few breeding sites would be affected. Approximately 10 % of all amphibian breeding sites are included in the inventory of amphibian breeding sites of national importance. Across Switzerland, about 1008 ha of pesticide-relevant crops are cultivated within area B perimeters.
- Spatial arrangement of biodiversity promotion areas: the spatial arrangement of biodiversity promotion areas is very important to their protective function and enhancement of terrestrial habitat. Biodiversity promotion areas could, for example, be targeted along migration routes or near breeding sites. Basics provided in this work should simplify the implementation. The measure is considered to be well feasible and effective, but needs a differentiated consideration and good advice.

- Site-specific creation of small structures that can serve as hiding places for amphibians in the terrestrial habitat: these include, for example, wood and stone piles, but also other structural elements such as groups of shrubs and water ditches. These provide suitable habitat for amphibians and are already familiar to farmers. The creation of small structures at field edges, in biodiversity promotion areas or around amphibian breeding sites is considered to be particularly effective and easy to implement. This measure can help to increase the survival of juveniles in particular, which are especially important for the viability of populations.
- Integrative water management: climate change requires a reconsideration of agriculture. Retention ponds, for example, can be created to ensure the irrigation of agricultural crops. If these are planned appropriately, they would also create new breeding habitat for amphibians. This is a future-relevant topic with a lot of potential for amphibian protection. The feasibility requires a combined planning of land and water management along with amphibian and nature conservation.
- Construction of new amphibian breeding sites: the construction of new breeding waters was judged by herpetologists to be an extremely effective risk reduction measure. While proven methods can be used for the construction of breeding waters, their acceptance by farmers may be low (e.g. because of legislation over the distance requirements of the use of plant protection products near water bodies). Agricultural advisors could play an important role here. Population models show that the establishment of breeding waters is the most effective measure to promote metapopulations of amphibians at the landscape level. Analysis of migration routes between breeding waters provides an overview of where new breeding waters can contribute to population connectivity.
- Establish wet rice as a special case of amphibian breeding waters: wet rice fields could substantially support amphibian populations, especially the late breeding species that prefer temporary waters. At the same time, a niche product is produced (Swiss rice), which can be sold at attractive prices directly from the farm. Ecological cultivation of wet rice will be financially supported as a biodiversity promotion area type starting in 2024. This measure is proposed based on new research results (www.nassreis.agroscope.ch); it was not part of the evaluation procedure of the project.
- Adapted management in the vicinity of amphibian breeding waters: this refers, for example, to extensive agriculture or the use of drift-reducing nozzles. This was evaluated as a very effective measure, especially since the choice of nozzles does not affect agricultural production and the nozzles are already widely used.

Further research contributions from this project provide a scientific basis for the selection of locally adapted measures and their implementation. With models of the dynamics of populations and metapopulations of amphibians, we describe the potential effects of plant protection products and provide information on how amphibian populations respond to risk reduction measures. In this way, measures can be identified that have the greatest effect on amphibian populations. We also analyzed amphibian use of agricultural landscapes on a national scale and show where populations potentially live on agricultural lands where PPPs are used. This work provides baseline information on where and when to best protect which species and life stages and how. For example, based on modeling, protecting tadpoles and especially juveniles (after metamorphosis) appears to have the greatest protective effect on populations. Regionally, the creation of new breeding waters (with suitable terrestrial habitat) represents the most efficient measure. At the local level, small structures in terrestrial habitat or on seasonal migration routes are also considered effective. Risk reduction measures should be selected and implemented on a species-specific basis. For example, in the natterjack toad field study, the toads were observed to use cropland as terrestrial habitat because they prefer open soils. Therefore, biodiversity enhancement areas with open soils would be a promising enhancement measure to promote natterjack toads. Although enhancement programs are often species-specific and species vary in local occurrence, mapping indicates that amphibians are not exceptional in agricultural areas, but are potentially widespread. Highly endangered species, in particular, have a high likelihood of coming into contact with plant protection products, especially on potential migration routes between amphibian breeding sites.

1 Projektziele

Der «Aktionsplan Pflanzenschutzmittel» enthält eine Massnahme zur Weiterentwicklung der Risikobeurteilung für terrestrische Nichtzielorganismen (Bundesrat 2017, Abschnitt 6.3.2.5). Amphibien sind terrestrische Nichtzielorganismen. Die nötigen Testprotokolle und Expositionsmodelle für die Weiterentwicklung der Risikobeurteilung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) erfordern eine internationale Kollaboration und eine Akzeptanz durch die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA), die EU-Kommission sowie durch die nationalen Zulassungsbehörden. Dieser Prozess ist langwierig und aufwändig. Um trotzdem im Bereich Amphibienschutz Fortschritte zu erzielen, wurde daher in diesem Projekt angestrebt, Orte und Situationen eines erhöhten potentiellen Risikos durch PSM für Amphibien zu lokalisieren und Möglichkeiten der Risikoreduktion im Sinne des Vorsorgeprinzips unabhängig von der PSM-Produktzulassung zu evaluieren.

Ziel der Arbeit ist es, das Risiko der PSM-Exposition von Amphibien im terrestrischen Lebensraum räumlich und zeitlich zu verorten und geeignete Risikominderungsmassnahmen (RMM) vorzuschlagen. Die RMM, die in diesem Bericht beschrieben werden, sollen unabhängig von der Zulassung von PSM umgesetzt werden können. Die RMM sollen die Produktion nicht wesentlich beeinträchtigen und gleichzeitig effektiv zum Amphibienschutz beitragen. RMM beziehen sich in dieser Arbeit sowohl auf Massnahmen, die das Risiko der PSM-Exposition reduzieren, als auch auf Massnahmen, die Amphibienpopulationen in landwirtschaftlichen Gebieten fördern indem sie negative PSM-Effekte kompensieren. Der Fokus der Massnahmen liegt auf der Förderung der Amphibienpopulationen und nicht auf dem Schutz von Individuen.

Der Hauptteil dieses Berichts, Kapitel 3 widmet sich der Evaluation möglicher Risikominderungsmassnahmen für die Schweiz. Kapitel 2 beschreibt die Ausgangslage und liefert die Informationen zur Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte. Die weiteren Beiträge in Kapitel 4 liefern detaillierte Grundlagen zur Populationsbiologie der Amphibien und zur Nutzung landwirtschaftlicher Flächen durch Amphibien, die bei der Auswahl, Planung und effizienten Umsetzung der Massnahmen helfen können.

2 Ausgangslage: Amphibien und Pflanzenschutzmittel

Annette Aldrich, Moritz Bär, Sarah Bänziger, Benedikt R. Schmidt, Erich Szerencsits

Von 19 einheimischen Amphibienarten gelten 15 Arten (70 %) auf der Roten Liste (Schmidt et al. 2023). Damit sind Amphibien eine der Artengruppen der Schweiz mit dem höchsten Anteil an Rote Liste-Arten. Eine Vielzahl von Faktoren werden für diesen Rückgang verantwortlich gemacht, darunter auch PSM. Auf Grund ihrer permeablen Haut sind Amphibien insbesondere durch die dermale Absorption von Schadstoffen gefährdet (Ockleford et al. 2018); in der Umweltbewertung für die Zulassung von PSM werden sie jedoch nicht direkt beurteilt. Daher sind ausserhalb der Zulassung Schutzmassnahmen für aquatische Lebensräume und auch im terrestrischen Bereich nötig. Zehn Amphibienarten sind als Ziel- und Leitarten in den Umweltzielen Landwirtschaft aufgeführt und sind damit Indikatoren für die Erreichung der Umweltziele (UZL; BAFU & BLW 2016).

2.1 Ökotoxikologische Risikobeurteilung

Bevor PSM zugelassen werden, durchlaufen sie eine Reihe von Standardtests, welche der ökotoxikologischen Risikobeurteilung dienen. Dabei wird mithilfe von Modellen und unter Berücksichtigung der Stoffeigenschaften und Umweltbedingungen berechnet, wie gross die potentiellen PSM-Einträge in die Umwelt sind und wie gross deren Risiko für Nichtzielorganismen ist. Um Aussagen über die Verträglichkeit des Wirkstoffs auf die tierischen und pflanzlichen Nichtzielorganismen zu machen, werden zahlreiche toxikologische Studien mit verschiedenen Organismen durchgeführt. Zu diesen Organismen gehören Vögel, Säuger, Gewässerorganismen (Fische, aquatische Arthropoden, Algen und Wasserpflanzen), Arthropoden, Bodenmakro- und -mikroorganismen und terrestrische Nicht-Zielpflanzen. Die Risikobeurteilung für Nichtzielorganismen basiert auf wissenschaftlich anerkannten Methoden der EFSA. Dabei gelten die gleichen Beurteilungskriterien in der Schweiz wie in anderen europäischen Ländern.

Im Zulassungsverfahren für PSM wurde angenommen, dass aquatische Lebensstadien der Amphibien durch Tests an Fischen und terrestrische Lebensstadien durch Säuger oder Vögel abgedeckt sind, bis die EFSA im Jahr 2018 eine gesonderte Beurteilung von Amphibien empfahl (Ockleford et al. 2018). Dies, weil Amphibien verschiedene Charakteristika (Hautpermeabilität, Poikilothermie, semi-aquatischer Lebenszyklus, etc.) aufweisen, welche durch eine Risikobeurteilung von Vögeln, Säugern oder Fischen nicht ausreichend abgedeckt werden können (Ockleford et al. 2018). Die Entwicklung eines Leitfadens zur Risikobeurteilung von Amphibien erfordert jedoch noch weitere Forschung, um die Methoden zur Risikoanalyse zu entwickeln und standardisieren zu können. Daher wird im Rahmen dieses Berichts der Fokus auf die Evaluation von RMM gelegt unter der Annahme, dass der Einsatz von PSM prinzipiell ein Risiko für Amphibien darstellen kann (Ockleford et al. 2018).

2.2 Gefährdung von Amphibien

Amphibien sind weltweit stark bedroht, wobei die Umweltverschmutzung (dazu zählen auch die PSM) als eine der Hauptursachen genannt wird. Dies ist aber nicht die einzige Ursache für den globalen Rückgang der Amphibien. Weitere wichtige Ursachen sind z.B. der Lebensraumverlust und neu auftretende Krankheiten wie die Chytridiomykose (IUCN 2009). In der Schweiz leben Amphibien praktisch in allen Ökosystemen, und von den 19 einheimischen Arten gelten 70% als gefährdet (Klaus et al. 2023). Auch in der Schweiz wurden bei den Amphibien starke Bestandsrückgänge beobachtet (Schmidt et al. 2023). PSM könnten auch in der Schweiz ein Grund für den Rückgang der Amphibien sein. Amphibien werden in der Schweiz regelmässig auf landwirtschaftlich genutzten Flächen beobachtet, welche sie als Landlebensraum (LLR) nutzen und können deshalb PSM ausgesetzt sein (Schweizer 2014). Auch in Amphibienlaichgewässern (ALG) wurden in der Schweiz Mischungen von PSM gemessen (Stoffel 2016).

2.3 Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien

Juvenile Amphibien können durch PSM stärker geschädigt werden als Adulte (Ockleford et al. 2018). Dies wurde damit erklärt, dass ihre Oberfläche im Vergleich zum Volumen viel grösser ist als bei adulten Amphibien (Hutchinson et al. 1998). Larven wiederum sind sensibler als Embryonen, weil sie bereits durch ihre fortgeschrittene Entwicklung mehr empfindliche Nerven und Enzyme besitzen und eine Nahrungsaufnahme stattfindet, während Embryonen durch eine Gallerthülle geschützt sind (Berrill et al. 1998, Richards 2000).

Larven können unter anderem eine verlangsamte Entwicklung aufzeigen, die mit Wachstumsstörungen, Missbildungen und einem geschwächten Immunsystem einhergehen kann (Berger et al. 2011). Abgesehen von den Wachstumsstörungen sind diese Symptome auch bei Adulten zu finden. Ausserdem sind bei den Adulten zusätzlich reduzierte Fitness oder eine Verweiblichung bei den Männchen zu beobachten. Neben den aufgezählten Symptomen sind zudem Verhaltensstörungen beobachtet worden (Berger et al. 2011).

2.4 Bedeutung von Amphibien im Ökosystem

Amphibienschutz ist wichtig, da Amphibien diverse und essentielle Funktionen in den Ökosystemen ausüben (Hocking & Babbitt 2014, Schmidt 2020). In Mischwäldern der gemässigten Zonen können Amphibien einen Grossteil der tierischen Biomasse ausmachen (Burton & Likens 1975, Burton & Likens 1976). Der zweiphasige Lebenszyklus der Amphibien trägt dazu bei, dass ein Nährstoff- und Energietransfer zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen stattfindet (Davic & Welsh 2004, Hocking & Babbitt 2014, Schmidt 2020). Zudem haben die unterschiedlichen Nahrungsspektren von Larven und adulten Amphibien einen positiven Effekt auf die Stabilität der Ökosysteme (Davic & Welsh 2004). Die Anpassung an verschiedene Lebensräume und Fortpflanzungsstrategien macht diese Wirbeltiergruppe zu einem Bestandteil von diversen Nahrungsnetzen (Duellman und Trueb 1994). Verschiedene Studien belegen, dass dabei manche Amphibienarten als wichtige Schlüsselarten auftreten (Morin 1981, Fauth 1999, Davic & Welsh 2004). Die Tiere nehmen eine zentrale Rolle in der Nahrungskette ein: entweder als Prädatoren (Porter 1972), oder als Herbivoren im Larvenstadium (Dickman 1968, Morin 1981). Als Generalisten verzehren adulte Amphibien eine Vielfalt von Invertebraten. Dadurch regulieren sie die Biomasse von tieferen trophischen Stufen, tragen zu deren Stabilität und Diversität bei und halten Schadorganismen in Schach wie beispielsweise Mücken oder Ernteschädlinge (Wells 2007). Ausserdem stellen Amphibien selbst eine wichtige Beutequelle für andere Tiere dar, indem z.B. Laich von Wasservögeln, Kaulquappen von aquatischen Organismen und Adulte von terrestrischen Wirbeltieren gefressen werden (Duellman und Trueb 1994).

2.5 Anwesenheit auf landwirtschaftlichen Flächen

Alle in der Schweiz vorkommenden Amphibienarten mit Ausnahme des Alpensalamanders (*Salamandra atra*) benötigen aufgrund ihres semi-aquatischen Lebenszyklus Gewässer für die Fortpflanzung und als Lebensraum der Larven; bei manchen Arten verbringen auch die Adulttiere die ganze oder meiste Zeit am Gewässer. ALG sind oft nur kurzzeitig wasserführende Gewässer wie temporäre Weiher, temporär überflutete Wiesen und Felder, Wagen-spuren oder Tümpel (Günther 1996, Schmidt et al. 2015). Den Grossteil des Jahres und des Amphibienlebens verbringen die meisten Amphibien an Land im LLR (Meyer et al. 2009). Während die aquatischen Lebensräume der Amphibien sehr gut bekannt sind, ist über die Präferenzen der Amphibien bezüglich der LLR weniger bekannt.

Amphibien sind ganzjährig auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen anzutreffen und kommen daher zwangsläufig mit PSM in Kontakt (Berger et al. 2011, Wagner & Hendl 2015). Während der Hauptwanderzeit der Amphibien im Frühling wandern die früh laichenden Arten, in erster Linie die häufigen Arten Grasfrosch (*Rana temporaria*), Erdkröte (*Bufo bufo*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) in kurzer Zeit und grosser Zahl vom Winterquartier durch landwirtschaftliche Flächen zu den Fortpflanzungsgewässern. Spätere Wanderungen anderer Arten finden zeitlich und räumlich verteilt statt (Meyer et al. 2009), so dass fast immer Arten oder Lebensstadien (z.B. Jungtiere) unterwegs sind. Generell kann gesagt werden, dass bei frühen Wanderungen zum ALG das Risiko für PSM-Expositionen geringer ist, weil PSM-Applikationen meist später im Frühjahr beginnen (Lenhardt et al. 2015).

In der Studie von Berger et al. (2011) wurde nachgewiesen, dass sich vor allem Jungtiere von Erdkröten auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen aufhalten. Das lässt sich dadurch erklären, dass adulte Tiere bereits die

Erfahrung gemacht haben, dass diese Lebensräume eher unvorteilhaft sind (Berger et al. 2011). Der Nachteil dieser Lebensräume wurde vor allem mit relativ offenen Flächen (wenig Schutzmöglichkeiten) und der daraus resultierenden erhöhten Sommertemperaturen begründet. Bestätigt wird diese Annahme durch die Beobachtung von nächtlichen und sehr raschen Überquerungen von Erdkröten über offene landwirtschaftliche Flächen (Fritz & Laufer 2007).

Je nach Amphibienart werden die landwirtschaftlichen Flächen nicht als Sommerhabitat genutzt, sondern dann überquert, wenn keine Alternative zur Verfügung steht (Blab 1986, Piha et al. 2007, Werner et al. 2007, Loman & Lardner 2009). Jedoch verhalten sich nicht alle Amphibienarten gleich und es gibt dementsprechend Ausnahmen. Der Kammmolch (*Triturus cristatus*) hat sich zum Beispiel bei einer Studie vor der Ernteperiode mit einer Häufigkeit von 90% auf Ackerland im Vergleich zu anderen Flächen aufgehalten. Erst nach der Ernte hat sich die Population auf umliegende Habitate (Wald- oder Sumpfgebiet) verlagert (Cooke 1986). Aus der Telemetriestudie von Schweizer (2014) ist bekannt, dass Ackerflächen die bevorzugten Sommerhabitate von adulten Kreuzkröten (*Epidalea calamita*) sind. Es wurden sowohl gepflügte als auch ungepflügte Felder als Habitate genutzt. Die Kröten vergraben sich gerne im Boden, sind unter Vegetation oder in Bodensenken anzutreffen. Im Sommer gruben sie sich dabei in manchen Fällen bis zu 30 cm tief in die Erde. Verstecke scheinen für Kreuzkröten ein



Abbildung 2-1: Eine Kreuzkröte nutzt eine kleine Vertiefung im Boden als Tagesversteck.

essentieller Faktor bei der Habitatwahl zu sein. (Schweizer 2014). Eigene Ergebnisse aus der Feldstudie zur Habitatnutzung der Kreuzkröte (Kapitel 4.4) bestätigten diese Beobachtungen. Wir konnten beobachten, dass sich adulte Kreuzkröten bevorzugt in Habitaten mit lockerem, erdigem Boden aufhielten (Abbildung 2-1) und Flächen mit dichter Vegetation (Wiesen) weniger nutzten. Ackerflächen mit wenig Vegetation am Boden wie zum Beispiel Maisfelder stellten sich als «Hotspots» bei der Habitatwahl von adulten Kreuzkröten heraus. Zu dichte Vegetation mit stark durchwurzelter Boden scheint den adulten Kreuzkröten keinen optimalen Lebensraum zu bieten. An heissen Sommertagen nutzten die Kreuzkröten Risse im offenen Boden und Mäusegänge als Verstecke, um sich vor der Hitze zu schützen.

Um die Wahrscheinlichkeit einer PSM-Exposition besser abschätzen zu können, ist es wichtig, nicht nur die Häufigkeit, sondern auch die Dauer des Aufenthalts und die zurückgelegte Distanz der Art in Erfahrung zu bringen (Fryday & Thompson 2012). Eine Studie zur Erdkröte ergab, dass die Tiere frisch gepflügte Felder viel schneller überquerten als ungepflügte. Dies wurde mit dem fehlenden Strukturreichtum und Bedeckungsgrad des Bodens begründet. Wenn sich die Kröte länger auf einer landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche aufgehalten hat, wurde deckendes Pflanzenmaterial, kleine Risse im Boden oder Mäuselöcher nachgewiesen, welche als Versteckmöglichkeiten dienten. Bei Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*), welche in der Schweiz nicht heimisch sind, konnte zusätzlich zur schnellen Fortbewegung über offene Flächen auch sofortiges Eingraben bei Gefahr beobachtet werden (Berger et al. 2011).

Für Ringelnattern (*Natrix helvetica*) – deren Hauptnahrung Amphibien sind – wurde eine Studie zur Habitatselektion in landwirtschaftlichen Flächen durchgeführt. Diese Studie zeigte, dass die Schlangen zwar während des Sommers durchaus auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Monokulturen vorkommen, jedoch Randzonen und heterogene Lebensräume bevorzugen (Wisler et al. 2008). Als Schlussfolgerung wird angenommen, dass Ringelnattern die landwirtschaftlichen Flächen zur Beutesuche nutzen, was auf ein Vorkommen von Amphibien auf eben diesen Flächen hinweist.

Landwirtschaftliche Flächen können sehr unterschiedlich gestaltet sein, was die Häufigkeit von Amphibien beeinflussen kann. In einer Studie über landwirtschaftliche Heterogenität wurde eine negative Beziehung zwischen der durchschnittlichen Feldgrösse und der Individuenzahl der Froschlurche beobachtet. Zudem zeigten die Studien eine positive Beziehung zwischen bewaldeten Flächen, Hecken und Teichen in der Landschaft und der Häufigkeit von Froschlurcharten und deren Individuenzahl auf (Collins und Fahrig, 2017; Boissinot et al. 2019). Strukturelle

Heterogenität in Anbaubereichen trägt ebenfalls zum Erhalt von Diversität und Häufigkeit von Amphibien bei durch ein erhöhtes Vorkommen an Beutetieren und Versteckmöglichkeiten (Collins und Fahrig, 2017).

2.6 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten

Anhand von Populationsmodellen wurde am Beispiel von zehn verschiedenen Gebieten in Dänemark untersucht, wie Populationen des Kammmolchs (*Triturus cristatus*) auf PSM reagieren und wie schnell sich die Populationen nach Beendigung des PSM-Einsatzes wieder erholen (Ockleford et al. 2018). Im Modell wurde in einer Landschaft ein hypothetisches Insektizid mit einer LC100 (100% der Tiere sterben nach der Applikation) drei Mal pro Jahr eingesetzt. Das PSM wurde im Modell während 1, 10 oder 20 Jahren eingesetzt. Bereits einmaligen Anwendung führte zu einer starken Reduktion der Populationsgröße; längere Anwendungszeiträume führten zu den stärkeren Rückgängen. Wenn mit dem Einsatz des PSM aufgehört wurde, erholten sich die Populationen, die Erholung dauerte aber Jahre (15 Jahre bei dreimaliger Applikation des PSM innerhalb des ersten Jahres; Abbildung 2-2).

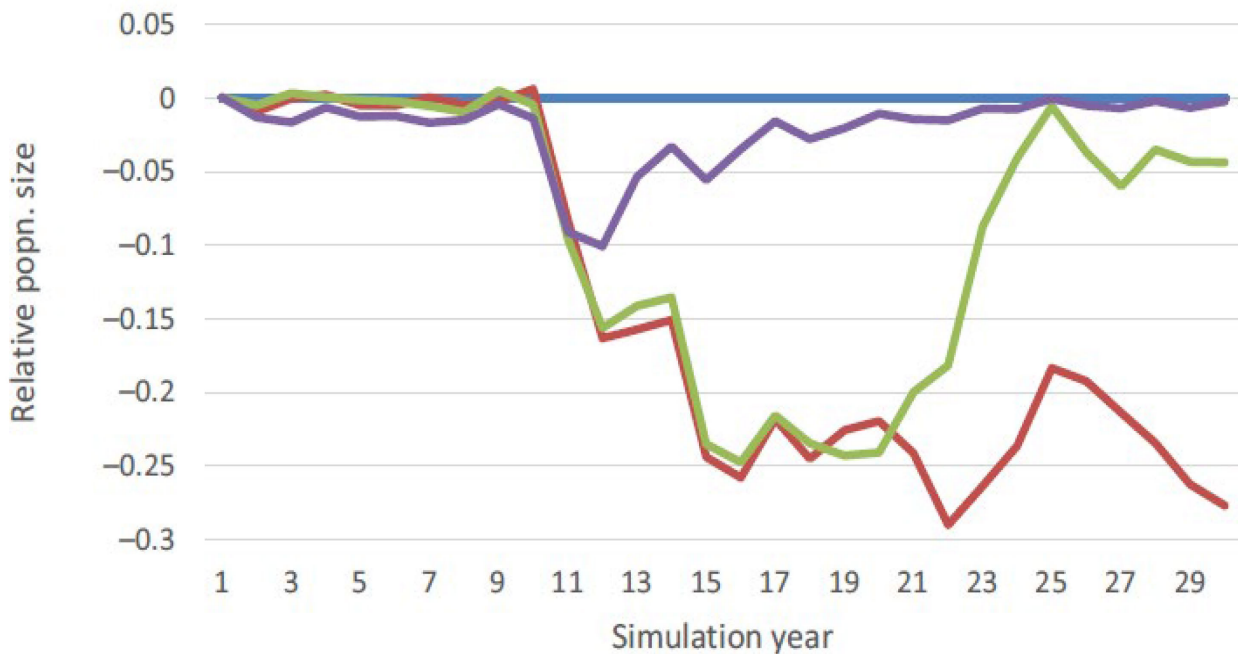


Abbildung 2-2: Simulation der Auswirkung eines LC100 Übersprüh-Szenario in der Næstved Region (DK) über 30 Jahre auf die Populationsgröße (Gesamtzahl weiblicher Tiere in einer Gegend) des Kammmolchs. Die angenommenen PSM-Spritzfolge in einer Landschaft mit Winterweizen, Frühlingsgerste und Raps umfasst jeweils 3 Applikationen pro Jahr (erstmalig nach 10 Jahren für 1-, 10- und 20 Jahre.) Keine Applikation (blau), Applikation für 1 Jahr (violett), Applikation für 10 Jahre (grün), Applikation für 20 Jahre (rot) (Quelle: Ockleford et al. 2018).

Besonders interessant am Modell von Ockleford et al. (2018; welches auf Topping et al. (2016) basiert) ist, dass unterschiedliche Landschaften modelliert wurden und dass sich die Wirkung der PSM je nach Landschaft stark unterscheidet. Die Effekte können so stark sein wie in Abbildung 2-2 dargestellt, aber auch nahezu inexistent (Abbildung 2-3). Der Grund dafür dürfte die Ausstattung der Landschaft mit halbnatürlichen Landschaftselementen wie Hecken oder Gewässern sein.

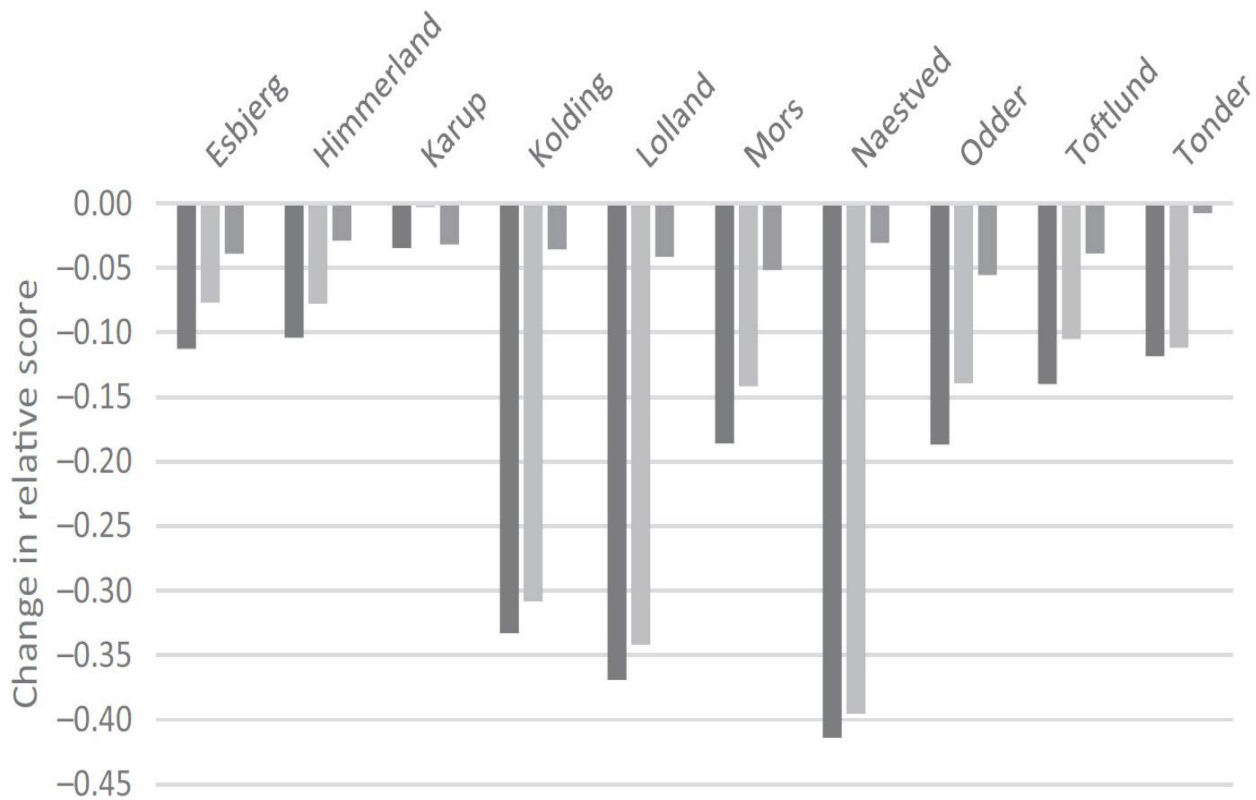


Abbildung 2-3: Änderungen in der relativen Populationsgrösse, der Abundanz und der Besetzungsrate des Kammmolchs bei einem LC100 Übersprüh-Szenario in zehn verschiedenen dänischen Landschaften. Populationsgrösse (die Gesamtzahl aller Tiere in einer Region; dunkelgrau), Abundanz (die durchschnittliche Anzahl Tiere in bewohnten Teilflächen in einer Region; hellgrau), Besetzungsrate (Anteil bewohnter Teilflächen in einer Region; mittelgrau) (Quelle: Ockleford et al. 2018).

2.6.1 Direkte Exposition von Amphibien durch Pflanzenschutzmittel

Beim Spritzen von PSM können Amphibien entweder direkt besprüht werden oder die Wirkstoffe über die Nahrung, durch Inhalation oder nach der Applikation über Körperkontakt mit Boden, Pflanzen oder Wasseransammlungen aufnehmen (Brühl et al. 2015, Ockleford et al. 2018). Amphibien sind besonders anfällig, da ihre Haut nicht durch Haare oder Federn geschützt wird und zusätzlich eine grosse Permeabilität aufweist. Daher gelangen Stoffe einfacher durch die Haut in den Körper als bei Vögeln oder Säugetieren (Berger et al. 2011, Ockleford et al. 2018). Dabei spielt vor allem der «pelvic patch» in der Bauchregion der Amphibien eine Rolle, der für die Aufnahme von Flüssigkeiten über die Haut verantwortlich ist (Suzuki et al. 2007). Wenn der Boden stark verkrustet ist, werden Amphibien stärker geschädigt, weil sie sich nicht eingraben können und ihr Körper den Untergrund grossflächig berührt (Dürr et al. 1999). Verschiedene PSM-Wirkstoffe wurden bereits im Gewebe von Amphibien nachgewiesen. Darunter befinden sich nicht nur Fungizide, Herbizide und Insektizide, sondern auch Abbauprodukte der PSM (Smalling et al. 2015).

2.6.2 Indirekte Einwirkungen von Pflanzenschutzmittel auf Amphibien

Es ist bekannt, dass der Einsatz von PSM auch auf Nichtzielorganismen eine Wirkung hat und dass sich dadurch das Nahrungsangebot auf landwirtschaftlichen Flächen und Gewässern reduziert (Sanchez-Bayo 2021). Dadurch sind Amphibien auch indirekt den Folgen von PSM ausgesetzt, da durch die Reduktion von Futterorganismen durch den PSM-Einsatz wiederum die Populationsgrösse der Amphibien sinkt (Berger et al. 2011, Niggli et al. 2019). Aber auch der Einsatz von Herbiziden führt zu einem geringeren Futterangebot für Amphibien, da den Arthropoden Habitat und Nahrungsgrundlage entzogen wird. Indirekte, über das Nahrungsangebot wirkende Effekte (trophische Kaskaden) wurden auch im aquatischen Lebensraum beobachtet (Relyea & Diecks 2008).

2.6.3 Weitere Gefahren für Amphibien in landwirtschaftlichen Nutzflächen

Auf landwirtschaftlichen Flächen stellen nicht nur PSM eine Gefahr dar, sondern auch landwirtschaftliche Geräte, die einerseits zum Bearbeiten der Felder (Pflügen, Eggen, Mähen) und andererseits für das Ausbringen der PSM nötig sind (Berger et al. 2011). In einer Studie konnte aber auch beobachtet werden, dass einige Kreuzkröten vor oder während der Bodenbearbeitung/Ernte das Feld verlassen haben (Schweizer 2014).

3 Risikominderungsmassnahmen und Förderung von Amphibien in der Landwirtschaft

Annette Aldrich, Sarah Bänziger, Moritz Bär, Gregory Churko, Benedikt R. Schmidt, Erich Szerencsits

3.1 Vorgehen und Bewertungskriterien

Mittels Literaturrecherchen und einer Umfrage bei kantonalen Beratungsstellen wurden potentielle RMM zum Schutz oder zur Förderung von Amphibien zusammengetragen. Diese wurden mit bestehenden RMM für andere Organismengruppen und anderen vom Bundesrat verfügbaren Massnahmen zur Reduktion von PSM-Risiken ergänzt. Zusätzlich wurden bestehenden Förderinstrumente der Landwirtschaft daraufhin untersucht, ob sie Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft direkt oder indirekt fördern können.

Jede Massnahme wurde zunächst mit landwirtschaftlichen Experten von Agroscope in 2020 in Bezug auf die Umsetzbarkeit in der Schweiz diskutiert. Die Autorinnen und Autoren haben danach eine erste Einschätzung ihrer Wirksamkeit und Machbarkeit vorgenommen, die im weiteren Projektverlauf verfeinert wurde. In einem Expertenworkshop in 2022 mit elf Expertinnen und Experten der Kantone, der Beratungsstelle IANB, Agroscope, BLW und BAFU wurden die RMM diskutiert und bewertet. Beim Workshop wurde auf eine ausgeglichene Vertretung von Expertinnen und Experten mit naturschützerischem (n = 3) und landwirtschaftlichem Wissen (n = 4) geachtet. Die restlichen vier Expertinnen und Experten wollten sich weder der Landwirtschaft noch dem Naturschutz zuordnen. Zudem wurde das internationale Netzwerk der COST Action PERIAMAR in 2023 genutzt, um weitere Expertenmeinungen aus verschiedenen Fachbereichen einzuholen (Abbildung 3-1).

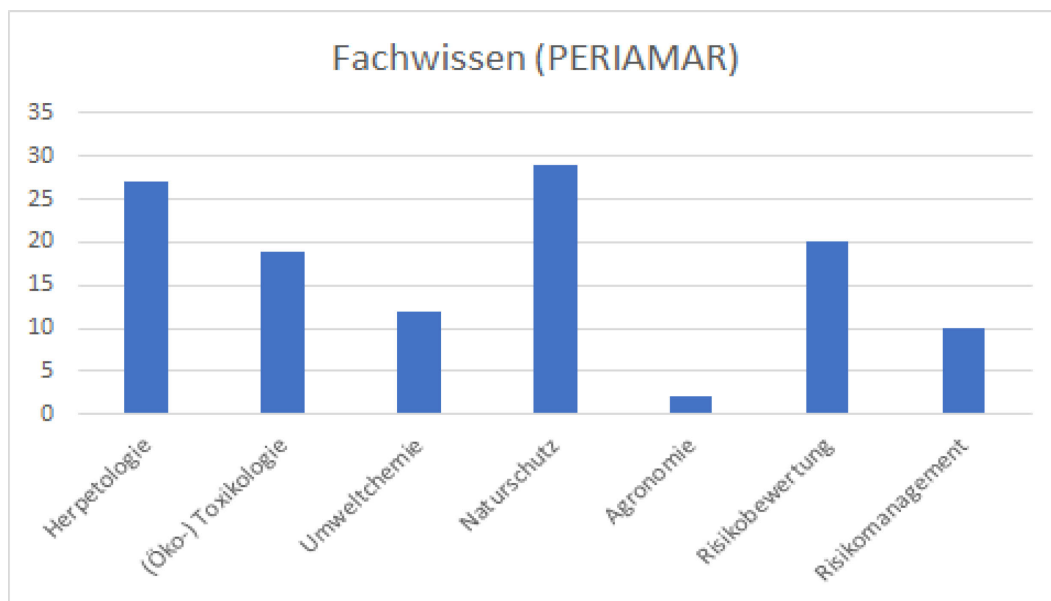


Abbildung 3-1: Die Grafik zeigt, wie viele der befragten internationalen Expert/-innen (n = 35) Angaben über Wissen in den jeweiligen Fachbereichen zu verfügen (Mehrfachnennung war möglich).

Bei der Beurteilung zur Wirksamkeit wurde die Reduktion der PSM-Exposition und die Güte des Amphibienschutzes berücksichtigt, wobei natürliches Amphibienverhalten bereits miteinbezogen wurde. Soweit möglich wurde der Schutzbedarf je nach Amphibienart und LLR berücksichtigt. Bei der Beurteilung zur Umsetzbarkeit in der landwirtschaftlichen Praxis sind die Kriterien Akzeptanz durch Landwirtinnen und Landwirte, Kosten und Wissensstand in der Forschung in die Bewertung eingeflossen. Bei der Kontrollierbarkeit wurde vor allem die Einschätzung von Agronomie-Experten einbezogen und es wurde geschaut, ob es Massnahmen gibt, welche bereits gesetzlich verankert sind. Des Weiteren wurde beurteilt, in welchen Kulturen eine Massnahme prinzipiell angewendet werden kann.

Die folgenden Fragen dienen als Leitfaden für die Bewertung der Wirksamkeit (1), der Umsetzbarkeit (2) und der Kontrollierbarkeit (3):

- (1) ➤ Welche Arten profitieren von der RMM?
➤ Wie hoch ist die zu erwartende Wirkung?
➤ Wird die RMM (oder Ähnliches) bereits angewendet? Wenn ja, mit Erfolg?
➤ Wie viel Forschung muss noch betrieben werden?
- (2): ➤ Wie stark wird die Struktur des Landwirtschaftsbetriebes beeinflusst?
➤ Wie stark wird die Ernte beeinflusst?
➤ Werden neue Gerätschaften/Ausrüstung benötigt?
➤ Wie hoch sind die Kosten? Gibt es finanzielle Unterstützung vom Bund oder Kanton?
➤ Wie hoch ist der zeitliche Aufwand für den Landwirt oder die Landwirtin?
➤ Wie stark werden andere Organismen und Anwohner beeinflusst (Lärm, etc.)?
- (3): ➤ Wie gut kann die Massnahme durch die Kantone überprüft werden?

3.2 Potentielle Risikominderungsmassnahmen für Amphibien und deren Bewertung

Die Recherchen lieferten einen umfangreichen Katalog möglicher RMM. Diese lassen sich in sechs Gruppen gliedern:

1. Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte und der landwirtschaftlichen Berater und Beraterinnen (Kapitel 3.2.1)
2. Reduktion des Einsatzes und der Risiken von PSM (Kapitel 3.2.2)
3. Veränderung des Einsatzes von PSM (Kapitel 3.2.3)
4. Veränderung der Migrationswege der Amphibien (Kapitel 3.2.4)
5. Veränderungen der Landwirtschaftlichen Struktur (Kapitel 3.2.5)
6. Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis (Kapitel 3.2.6)

Die Massnahmen können auch unterschieden werden in Kompensationsmassnahmen und Risikominderungsmassnahmen. Die verschiedenen möglichen RMM werden in den folgenden Kapiteln (3.2.1-3.2.6) diskutiert.

3.2.1 Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte und der landwirtschaftlichen Beraterinnen und Berater

Als grundlegende Massnahme soll durch gezielte Information, Workshops und Schulungen den Landwirtinnen und Landwirten die Lebensweise und die Anwesenheit der Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten nähergebracht und somit ein bewusster, sorgfältiger Umgang mit PSM gefördert werden. Hierzu muss ansprechendes und verständliches Informationsmaterial erarbeitet werden. Eine wichtige Rolle wird dabei der landwirtschaftlichen Beratung zukommen. Bereits bestehende Veranstaltungsreihen sollen genutzt werden. Auch die aus diesem Projekt hervorgehende Publikationen (in Vorbereitung) werden hier einen wichtigen Beitrag liefern.

3.2.2 Reduktion des Einsatzes und der Risiken von Pflanzenschutzmittel

Verschiedene Massnahmen, die zur Reduktion des Einsatzes und der Risiken von PSM beitragen, sind bereits bekannt und können zum Amphibienschutz beitragen. Dazu gehören:

- Privatwirtschaftliche Qualitätslabel, die den Einsatz von PSM festlegen
- Reduktion der Emissionen und Verzicht auf PSM durch Instrumente der Direktzahlungsverordnung (DZV)
- Standortangepasste Wahl von Kulturen, Fruchtfolge und resistenten Sorten

Anbausysteme wie IP-Suisse, Bio-Suisse/Knospe und Produktionssystembeiträge reduzieren den Einsatz von PSM und damit die Risiken. Diese Massnahmen wurden nicht zum Schutz der Amphibien entwickelt, unter Berücksichtigung des ganzheitlichen Anbausystems ist aber dennoch davon auszugehen, dass sie eine positive Wirkung auf die Amphibienpopulationen haben. Mit dem Aktionsplan PSM wurden Massnahmen zur Risikoreduktion von PSM nochmals ergänzt und nachgeschärft (Bundesrat 2017). Des Weiteren wurde ein erster Teil der parlamentarischen Initiative 19.475 in dem Verordnungspaket für sauberes Trinkwasser und eine nachhaltige Landwirtschaft in der DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023) umgesetzt. Auch im Rahmen der Ressourcenprojekte (z.B. PestiRed) wird der nachhaltige Einsatz von PSM durch vorbeugende Massnahmen gefördert.

Wird mit einem **Qualitätslabel** zusammengearbeitet, bekommt der Landwirt bzw. die Landwirtin Ausgleichszahlungen und das Label hilft bei der Vermarktung der Produkte. Weit verbreitete Qualitätslabel sind zum Beispiel IP-Suisse oder Bio-Suisse/Knospe, welche die Landwirtinnen und Landwirten mit finanziellen Mitteln dabei unterstützen, weniger oder gar keine PSM in gewissen Kulturen oder auf dem gesamten Landwirtschaftsbetrieb zu verwenden. IP-Suisse (inkl. Extensio-Produktion) verzichtet beispielsweise auf Fungizide, Insektizide und chemische Wachstumsregulatoren bei Getreide.

Durch Beiträge für den **Verzicht auf PSM** wird ein verminderter Einsatz von Herbiziden, Fungiziden, Akariziden und Insektiziden im Acker-, Gemüse- und Beerenbau und Dauerkulturen finanziell entschädigt (DZV vom 23. Oktober 2013, Stand 2023). Zusätzlich werden schonende Bodenbearbeitung, PSM-Spritzen mit speziellem Spülsystem, sowie präzise Applikationstechniken (siehe dazu Kapitel 3.2.6) durch Produktionssystembeiträge unterstützt.

Zu beachten ist, dass ab dem 1.1.2023 im Rahmen der gesetzlichen Verankerung der Pa.IV. 19.475 in der DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023) die Drift bei allen Anwendungen von PSM und die Abschwemmung auf gewissen Flächen (unabhängig vom Produkt) um 1 Punkt reduziert werden muss (Anhang 1, 6.1a.4 DZV, Stand 2023). Dies entspricht bei Drift 75% Reduktion (BLV 2022) und bei Abschwemmung 50% Reduktion (Korkaric et al. 2023). Dies kommt somit auch Amphibien zugute, die sich neben dem Acker aufhalten. PSM mit erhöhtem Risikopotential für Gewässerorganismen werden im Rahmen des Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) verboten (Art. 18.4 DZV, Stand 2023). Die Toxizität wurde dabei für mehrere Stellvertreterorganismen analysiert, jedoch nicht für Amphibien. Eine Einschränkung der PSM hinsichtlich der Toxizität für Amphibien ist zurzeit nur durch Extrapolation von anderen Organismen (akute Toxizität auf Fische, Weltje et al. 2013) möglich. Wichtig wäre es, durch standardisierte Tests zu erfahren, wie toxisch die PSM für Amphibien sind, um diese in den Auswertungen zu berücksichtigen (z.B. Risikoindikatoren).

Um den Schädlingsdruck möglichst gering zu halten, wird schon heute auf eine geeignete **Wahl der Kultur und optimale Fruchtfolge** geachtet. Auf den Einsatz von PSM kann auch mehrheitlich verzichtet werden, wenn **resistente Sorten** verwendet werden, welche einem Befall (besser) standhalten können. So wird der PSM-Einsatz entweder reduziert oder komplett weggelassen. Die Forschung und der Anbau von resistenten Sorten werden bereits im Rahmen des Aktionsplans PSM vorangetrieben und umgesetzt (Bundesrat 2017).

3.2.3 Veränderung des Einsatzes von Pflanzenschutzmittel

Müssen PSM doch eingesetzt werden, so kann durch eine räumliche und zeitliche Begrenzung des PSM-Einsatzes das Gefährdungspotenzial von PSM reduziert werden. Verschiedene Arten der PSM-Einschränkung wären möglich:

- Lokal keine Anwendung auf den Wanderrouten von PSM zur Hauptwanderzeit
- Keine Anwendung von PSM während der Dämmerung und Nacht
- Keine Anwendung von PSM vor oder nach Regen
- Keine Anwendung von PSM bei tiefer Bodenbedeckung
- Keine (oder zeitlich eingeschränkte) Anwendung von PSM im Bereich B der IANB
- Zeitliche Abstandsauflage zu ALG während der Laichzeit

Die verschiedenen Amphibienarten nutzen die LLR sehr unterschiedlich und unterscheiden sich in ihrer Verbreitung und im Entwicklungszyklus. In den Ackerbaugebieten des Mittellandes findet eine grosse Wanderbewegung von Grasfrosch, Bergmolch und Erdkröte zu den ALG in der Regel zwischen Mitte Februar bis Ende März statt. Die Rückwanderung der adulten Tiere erfolgt Tage bis Wochen (Grasfrosch, Erdkröte) bzw. bis Monate (Bergmolch) später. Die juvenilen Tiere verlassen nach der Metamorphose die ALG Richtung LLR zwei bis drei Monate nach der Wanderung der Adulten (Loman 2002). Andere Arten wie die Kreuzkröte werden später im Frühling aktiv (Tabelle 3-1).

Die Hauptwanderungen zum Laichgewässer von Grasfrosch, Erdkröte und Bergmolch lassen sich unter Einbezug von Wetterprognosen gut vorhersagen. Peer et al. (2021) beobachteten einen engen Zusammenhang zwischen der Wanderung von Grasfröschen und der Pflanzenphänologie. Eine **lokale und zeitliche Einschränkung der Anwendungen von PSM zur Hauptwanderzeit** wurde vom Grossteil der befragten Expertinnen und Experten als sehr wirkungsvoll bewertet, erfordert neben einem Prognosemodell für den Zeitpunkt der Wanderung jedoch eine differenzierte Betrachtung je nach Vorkommen einer Art und des Zeitpunkts ihrer Wanderung. Für die Umsetzung ist es wichtig, dass die Gebiete früh bekannt sind, so dass Kultur und Fruchtfolge angepasst werden können. Eine Einbettung dieser RMM in ein Vernetzungsprojekt könnte sinnvoll sein, denn so werden Landwirtinnen und Landwirte bei der Umsetzung beraten und begleitet.

Tabelle 3-1: Zeitlicher Überblick der Wanderbewegungen und Aufenthaltsperioden von Grasfrosch, Erdkröte, Bergmolch und Kreuzkröte in Ackerbaugebieten. Die Tabelle unterscheidet zwischen Adulten (dunkelblau) und Jungtieren (hellblau) und vernachlässigt die Monate Oktober – Januar (keine Aktivität). Andere Amphibienarten haben eigene, artspezifische Zeiten der Wanderbewegungen und Aufenthaltsperioden.

| | | | | | | | | | | |
|--|-----------|---------|------|-------|-----|------|------|--------|-----------|--|
| Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>) | Adult | | | | | | | | | |
| | Jungtiere | | | | | | | | | |
| Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>) | Adult | | | | | | | | | |
| | Jungtiere | | | | | | | | | |
| Bergmolch (<i>Ichthyosaura alpestris</i>) | Adult | | | | | | | | | |
| | Jungtiere | | | | | | | | | |
| Kreuzkröte (<i>Epidalea calamita</i>) | Adult | | | | | | | | | |
| | Jungtiere | | | | | | | | | |
| | | Februar | März | April | Mai | Juni | Juli | August | September | |

Ein **zeitliches Verbot von PSM während der Dämmerung und Nacht** erhielt keine gute Bewertung, da diese Massnahme unter anderem negative Auswirkungen auf andere Tiergruppen hätte, wie beispielsweise Bienen oder Hummeln. Auch aus landwirtschaftlicher Sicht wurde die Umsetzung als schwierig betrachtet. Ein **zeitliches PSM-Verbot abhängig vom Regen** (Amphibien sind vor allem bei regnerischem Wetter aktiv) fand auch wenig Anklang in der Umsetzung. Eine genaue Definition dieser Massnahme wäre schwierig. Sie könnte zwar vor direktem Übersprühen schützen, jedoch nicht vom Kontakt mit dem kontaminierten Boden, was als relevanter Expositionsweg gilt. Die meist körnige Haut der Rücken- und Schädelregion zeigt eine deutlich geringere Durchlässigkeit als die

Bauchregion. Der Schutz der Amphibien durch die Kultur selbst und somit das **Verbot des PSM-Einsatzes bei tiefer Bodenbedeckung** wurde von den Schweizer Expertinnen und Experten etwas besser eingestuft als von den internationalen Expertinnen und Experten, schnitt jedoch im Allgemeinen schlecht bezüglich Umsetzbarkeit ab.

Besondere Beachtung erfordern die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (IANB). Diese wurden zum Schutz von Populationen seltener Arten oder zum Schutz grosser Populationen der häufigen Arten ausgeschieden und sind als Kernpopulationen im Lebensraumverbund und der ökologischen Infrastruktur von zentraler Bedeutung (Ryser 2002). Die IANB bestehen aus einem Bereich A, welcher das ALG und angrenzende natürliche und naturnahe Flächen umfasst. Zusätzlich gibt es einen Bereich B (Wanderrouten und LLR), der sehr heterogen definiert ist. Für den Bereich B ist in der Verordnung über den Schutz der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (AlgV Stand 2017, Bundesrat 2001) keine Regelung zum Einsatz von PSM vorhanden. Auch wenn die Vollzugshilfe einen Verzicht auf PSM nahelegt, bedeutet das, dass PSM eingesetzt werden dürfen, wenn keine andere Regelung vorliegt. Eine Überlagerung der IANB mit den PSM-relevanten Kulturen (Tabelle 4.3-2) zeigt, dass im Jahr 2020 im Bereich A der IANB 50 ha und im Bereich B 1008 ha PSM-relevante Kulturen angebaut wurden. Es liegen keine Daten vor, ob auf diesen Flächen auch tatsächlich PSM eingesetzt wurden. Ein **PSM-Verbot im Bereich B von IANB** wurde von den internationalen Expertinnen und Experten als sehr wirksam bewertet, von den Schweizer Expertinnen und Experten am Workshop als mittel bis hoch wirksam. Bereits mit einem zeitlich begrenzten Verbot könnte der Bereich B insbesondere für Wanderrouten abgedeckt und somit die terrestrische Phase im Lebenszyklus der Amphibien besser geschützt werden. Die Gebiete sind bereits räumlich verbindlich festgelegt und da nur weniger als 10% aller Amphibienlaichgebiete zu den IANB gehören, ist die betroffene Fläche auf die ganze Schweiz bezogen relativ gering. Die Wirkung wäre trotzdem sehr hoch. Ein PSM-Verbot wäre grundsätzlich umsetzbar.

Zeitliche Abstandsauflagen zu ALG während der Laichzeit unabhängig von der PSM-Zulassung wurden im Expertenworkshop als eine mittel wirksame Schutzmassnahme angesehen, wohingegen die internationalen Expertinnen und Experten es als eine hochwirksame Massnahme einstufen. Gemäss Expertenmeinung in der Schweiz ist die Anlage zusätzlicher ALG zur Förderung der Populationen jedoch wirksamer als zeitliche Abstandsauflagen.

3.2.4 Veränderung der Migrationswege der Amphibien

Eine weitere Möglichkeit wäre, die Bewegungen von Amphibien in landwirtschaftlichen Flächen zu leiten. Dabei wurden verschiedene Methoden angeschaut:

- Amphibien versetzen
- Anlegen von künstlichen Amphibienkorridoren
- Zugang für Amphibien verhindern (Abschirmen / Zäune)
- Anlocken/Abschrecken (Akustische Umleitung der Tiere)

Durch eine **Versetzung/Translokation** könnten die Amphibien theoretisch aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche entfernt und an einen Ort gebracht werden, an dem das Risiko, PSM ausgesetzt zu werden, minimal ist. Dieser Ansatz ist jedoch aus Gründen des Natur- und Tierschutzes und aufgrund des hohen Aufwands nicht umsetzbar.

Der **Zugang** von Amphibien zu Landwirtschaftsflächen könnte umgeleitet oder verhindert werden. Wie im Verkehr könnten künstliche angelegte Amphibienkorridore eingerichtet werden, was jedoch sehr aufwendig und kostspielig wäre. Als Abschirmung könnten landwirtschaftlich genutzte Flächen für Amphibien auch durch Hindernisse wie Amphibienzäune unzugänglich gemacht werden. Beim Obstbau werden bereits jetzt Netze verwendet, um Mäusen als Schadorganismen den Zugang zum Feld zu versperren. Auch dieser Ansatz ist jedoch aus Naturschutz- und Tierschutzgründen und aufgrund des hohen Aufwands nicht umsetzbar.

Hypothetisch denkbar wäre es, **akustische Signale** einzusetzen, um die Wanderrouten von Amphibien zu verändern. Diese RMM ist kaum umsetzbar, da Grundlagenwissen fehlt und eine praktische Umsetzbarkeit fraglich ist (wo sollen alternative Wanderrouten sein?). Die Massnahme wurde daher nicht weiter diskutiert.

3.2.5 Veränderung der landwirtschaftlichen Struktur

Durch strukturelle Massnahmen werden Räume geschaffen, in denen Amphibien den PSM nicht oder weniger ausgesetzt sind. Auch hier gibt es mehrere z.T. bereits bestehende RMM, die den Erhalt oder die Schaffung von Lebensräumen vorsehen:

- Räumliche Anordnung von BFF
- Massnahmen zur Reduktion der Abschwemmung oder Abdrift gemäss der Weisung des BLV (z.B. Fahrgassen begrünen, Untersaat, Querdämme, Hecken)
- Anlage von erweiterten Pufferzonen zu ALG
- Standortgerechte Anlage von Kleinstrukturen als BFF (z.B. Ast- und Steinhaufen, Hecken, Gebüschgruppen, Wassergräben)
- Aufwertung von Waldrändern angrenzend an Kulturlächen
- Getreide in weiter Reihe
- Offener Boden, lückige Vegetation (Lerchenfenster)
- Integratives Wassermanagement
- Anlage von neuen ALG
- PSM-freier Anbau von Nassreis
- Stilllegen von Grenzertragsflächen (temporär/permanent)
- Anlegen von Weideland

Die Biodiversitätsförderung im Agrarraum hat das Ziel, Lebensräume zu fördern, in ihrer Funktion zu erhalten und zu vernetzen. BFF werden als Landschaftsstrukturen (Tabelle 3-2) mit einer prozentualen Mindestfläche auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche integriert und über Direktzahlungen gefördert (DZV, Bundesrat 2013, Stand 2023). Für «Wassergräben, Tümpel und Teiche» werden gemäss Art. 14.2 DZV keine Beiträge bezahlt, die Flächen können aber an die Gesamtfläche der BFF angerechnet werden. Der Anteil an BFF muss mindestens 3,5 Prozent der mit Spezialkulturen belegten landwirtschaftlichen Nutzfläche und 7 Prozent der übrigen landwirtschaftlichen Nutzfläche betragen, wobei ab 2025 3,5 % Acker-BFF auf der Ackerfläche angelegt werden sollen, für Betriebe mit mehr als 3 ha offene Ackerfläche in der Tal- und Hügelzone.

Biodiversitätsförderflächen sollen nach den Lebensraumansprüchen von Ziel- und Leitarten bewirtschaftet und an ökologisch sinnvollen Standorten angelegt werden, aber sie sind bisher selten spezifisch auf Amphibien ausgerichtet. Jedoch werden durch das Anlegen von BFF immer eine Vielzahl von Arten gefördert (z.B. durch Laichgewässer andere Gewässerorganismen; durch Hecken auch Vögel und Insekten). Einige BFF aus Art. 55 und Anhang 1 DZV wurden mehrfach als geeignete Lebensräume für Amphibien erwähnt (Graf et al. 2016) und sind in Tabelle 3-2 gekennzeichnet. Vor allem Strukturelemente wie Hecken und Feldgehölze oder auch Brachen, welche über mehrere Jahre existieren, wurden am Workshop als äusserst wichtig und wirksam eingestuft; Wassergräben dürften einen ähnlichen Nutzen für die Amphibien haben.

Durch eine Beratung vor Ort - nach dem Beispiel des Programms Labiola (Kt. AG) - könnten die **räumliche Anordnung der BFF** so erfolgen, dass die Lebensraumansprüche der Amphibien mit berücksichtigt werden, z.B. indem die BFF in der Nähe von ALG platziert werden oder Wanderkorridore (für saisonale Wanderungen zwischen Teillebensräumen einer Population oder für Wanderungen zwischen Populationen, ökologisch aufgewertet werden (Abbildung 3-2). Des Weiteren bietet sich das Anlegen von amphibienfreundlichen BFF in den Bereichen B der IANB-Objekte an, um den Einsatz von PSM in diesen Gebieten zu reduzieren (Ryser 2002). Ob BFF auf der saisonalen Wanderroute, zwischen Populationen, zur Aufwertung des LLR oder im Bereich B der IANB angelegt werden, wurde nahezu von allen Expertinnen und Experten (Schweiz und International) als gleich hoch wirksam eingestuft. Die Schweizer Expertinnen und Experten schätzten die Umsetzung der BFF Massnahmen (abhängig von der Art der Expertise) unterschiedlich schwer ein: Aus Sicht des Naturschutzes wird die Umsetzung (ausser Hecken) als leicht betrachtet, während es aus der landwirtschaftlichen Sicht je nach Lage der BFF als eher schwierig angesehen wird. Es gibt jedoch nach DZV Instrumente wie Vernetzungsprojekte und Beiträge zur Landschaftsqualität, welche genutzt

werden könnten. Auch bei den internationalen Expertinnen und Experten wurde die Umsetzbarkeit von zusätzlichen BFF nicht eindeutig bewertet; mit ähnlich vielen Einschätzungen in allen drei Schwierigkeitsstufen.

Tabelle 3-2: Anrechenbare und beitragsberechtigte BFF gemäss DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023). Die Massnahmen sind aufgeteilt in die Kategorien «Wiesen und Weiden» (grün), «Acker» (gelb), «Dauerkulturen und Gehölze» (rot) (aufgeführt in DZV Art. 55) und «Andere» (grau) (aufgeführt in DZV Anhang 1 Punkt 3).

Das Symbol * bedeutet, dass dieser BFF-Typ als für Amphibien geeigneter Lebensraum bekannt ist. Tabelle nach dem Original von Caillet-Bois et al. (2014).

| Biodiversitätsförderflächen | |
|--|--|
| Extensiv genutzte Wiesen* Wenig intensiv genutzte Wiesen* Streuflächen* Extensiv genutzte Weiden* Waldweiden* Uferwiesen entlang von Fliessgewässern* Artenreiche Grün- und Streuflächen im Sömmerungsgebiet | Hochstamm-Feldobstbäume Standortgerechte Einzelbäume und Alleen Hecken, Feld- und Ufergehölze* Rebflächen mit natürlicher Artenvielfalt Nützlingsstreifen in Dauerkulturen (neu) |
| Ackerschonstreifen Nützlingsstreifen auf offener Ackerfläche (neu) Buntbrachen* Rotationsbrachen Säume auf Ackerflächen* Getreide in weiter Reihe (neu) | Wassergräben, Tümpel, Teiche* Ruderalflächen, Steinhaufen und -wälle* Trockenmauern* Regionsspezifische BFF auf LN (z.B. Nassreis *) Regionsspezifische BFF ausserhalb LN |

Als Massnahme zur **Reduktion von Abschwemmung von PSM** können zum Teil die Landschaftsstrukturen in landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen durch begrünte Fahrgassen oder Dämme verändert werden (BLV 2022). Die Wirksamkeit dieser Massnahmen für den Amphibienschutz wurde von Schweizer Expertinnen und Experten als eher gering eingestuft, von den internationalen Expertinnen und Experten jedoch zum Teil auch höher. Ausserdem besteht die Möglichkeit, den PSM-Eintrag durch Drift in Flächen nahe dem Feld gemäss der Weisung des BLV durch den Einsatz von technischen Massnahmen und Vegetationsstreifen als vertikale Barrieren zu reduzieren. Barrieren wie z.B. Hecken können aus Sicht des Amphibienschutzes eine doppelte Funktion haben: Einerseits verringern sie als Barriere den PSM-Eintrag in benachbarte Lebensräume, andererseits dienen sie den Amphibien als Habitat im LLR. Somit sind manche RMM nicht nur als Massnahme zur Abdrift- und Abschwemmungsverminderung, sondern auch als Kompensationsmassnahme (ökologischer Ausgleich) nützlich. Mit der Wahl dieser Massnahmen können somit mit wenig Aufwand gleich mehrere Ziele wie Erosionsschutz und Biodiversitätsförderung umgesetzt werden. Eine Sensibilisierung und vor Ort Beratung der Landwirtinnen und Landwirte bzgl. Amphibienschutz könnte die Wahl der Massnahme positiv beeinflussen. Anwendungsvorschriften zur Reduktion der Abdrift und Abschwemmung sind bereits Teil des Aktionsplan PSM (Bundesrat 2017) und DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023).

Die Anlage von **erweiterten Pufferzonen zu ALG** wurden im Expertenworkshop als eine mittel wirksame Schutzmassnahme angesehen, wohingegen die internationalen Expertinnen und Experten es als eine hochwirksame Massnahme einstufen. Zu beachten ist, dass erweiterte Pufferzonen das Anlegen neuer Gewässer erschweren und sogar verhindern können. Ausserdem wird durch die DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023) der Eintrag via Abdrift und Abschwemmung gegenüber allen oberirdischen Gewässern (künstlich und natürlich, unabhängig von der Grösse oder zeitlichen Wasserführung) bereits reduziert.

«Unproduktive Kleinstrukturen auf extensiv genutzten Wiesen, Streuflächen und Uferwiesen» wie Steinhaufen oder erdige Böschungen werden gemäss Art. 35 DZV bis zu einem Anteil von 20 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzflächen gefördert (DZV, Bundesrat 2013, Stand 2023). Diese bieten nicht nur potentiellen Lebensraum für Amphibien, sondern können an Ufergebieten auch dem Hochwasser- und Erosionsschutz sowie der Verminderung von PSM-Eintrag ins Gewässer dienen. Dabei handelt es sich um Ast- und Steinhaufen, Tümpel und temporäre Gewässer, Gebüsche und Gehölze, Bäume, Totholz, offene Bodenstellen, Uferabbrisse, Hochstauden und Röhrichte und Rückzugsstreifen (Merkblatt Agridea Nr. 2891, Weiss und Benz 2016) (Abbildung 3-2). Die landwirtschaftlichen Experten von Agroscope haben bei dieser Massnahme vorgeschlagen, dass die Anlage von Amphibienverstecken am Rand der landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche errichtet werden sollte. Dies gilt für neu angelegte

Kleinstrukturen, denn alte Kleinstrukturen sollten am Ort belassen werden. Von den Expertinnen und Experten vom Workshop und den internationalen Expertinnen und Experten wurde die **standortgerechte Anlage von Kleinstrukturen** als sehr wirksam und gut umsetzbar eingestuft. Sie sind einfach zu fördern, da sie gut als BFF integriert werden können. Als speziell geeignet für Amphibien wurden unter anderem Wurzelstrunkhaufen erwähnt, welche 10-15 Jahre halten und eine sehr gute Struktur bieten (Indermaur & Schmidt 2011). Empfehlungen bezüglich der Dichte und Grösse von Kleinstrukturen sowie deren Abstand zu ALG wären sinnvoll (dass Kleinstrukturen bis zu 20% der Fläche von gewissen BFF (extensiv genutzte Weiden, extensiv genutzte Wiesen, Uferwiesen und Streueflächen) erlaubt sind, ist sehr positiv für Amphibien), während Vorschriften eher als einschränkend eingestuft wurden.



Abbildung 3-2 : Strukturreiche Kleinstrukturen (a) Asthaufen integriert in eine Hecke. (b) Baumstamm zwischen Obstbäumen. (c) Steinhaufen am Rand einer Extensiven Wiese.

Die ökologische **Aufwertung von Waldrändern** wie in der Vollzugshilfe Biodiversität im Wald beschrieben (Imesch et al. 2015), wurde als mögliche Förder- und Schutzmassnahme für Amphibien diskutiert. Dabei bewerteten die Herpetologinnen und Herpetologen im Unterschied zu den landwirtschaftlichen Expertinnen und Experten am Workshop diese Massnahme als nicht besonders wirksam. Im Gegensatz zum Waldrand bietet zum Beispiel eine Hecke Struktur, wo vorher keine war. Ausserdem nutzen waldbewohnende Amphibienarten wie Molche, Erdkröten und Grasfrösche hauptsächlich Totholz im Wald und weniger den Waldrand. Wichtiger wäre es also, genügend Totholz im Wald zu belassen. Die internationalen Expertinnen und Experten stuften die Aufwertung von Waldrändern positiver ein, jedoch wurde auch hier erwähnt, dass Waldränder selbst keine wichtigen Amphibien-Lebensräume seien. Die Aufwertung von Waldrändern erfolgt auf kantonaler Ebene und ist im Rahmen der Programmvereinbarung Wald im Teilprogramm 7.2 Waldbiodiversität festgelegt (BAFU 2018).

Das **Anbauen von Getreide in weiter Reihe** wird in der Landwirtschaft bereits als Massnahme zur Förderung von Feldhasen und Feldlerche eingesetzt und als BFF durch Direktzahlungen unterstützt (manchmal umgangssprachlich als «Hasenweizen» bezeichnet). Die Massnahme könnte auch zur Förderung gewisser Amphibien interessant sein (z.B. Kreuzkröte), da so Äcker mit viel unbewachsenem Boden entstehen. Jedoch wurde von Herpetologinnen und Herpetologen eingeworfen, dass Landwirtinnen und Landwirte bei dieser Massnahme im Frühjahr PSM-Applikationen durchführen können. Entsprechend müssten vor allem die Frühlingwanderungen der Amphibien bei den PSM Applikationen berücksichtigt werden.

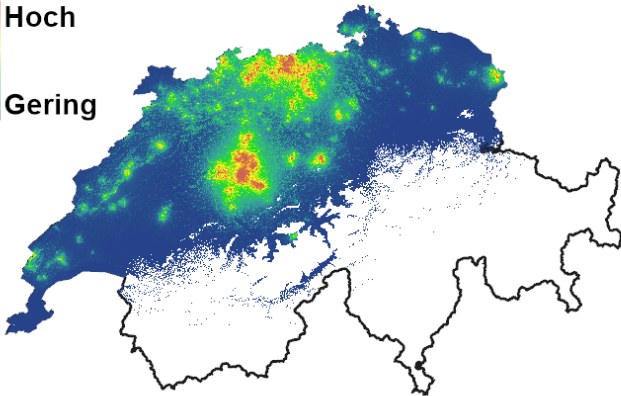
Offener Boden und lückenhafte Vegetation («Lerchenfenster») wurde am Expertenworkshop als Fördermassnahme diskutiert mit der Idee, Durchgängigkeit zu verbessern und Versteckmöglichkeiten für sich eingrabende Amphibien zu schaffen. Im Allgemeinen wurde die Massnahme von Schweizer Herpetologinnen und Herpetologen als wenig sinnvoll erachtet, während die internationalen Expertinnen und Experten die Massnahme etwas positiver bewerteten. In den meisten Fällen würde innerhalb kurzer Zeit Vegetation darüber wachsen, sodass man den Boden regelmässig bearbeiten müsste. Amphibien, welche sich dann noch dort aufhalten würden, könnten unabsichtlich verletzt oder getötet werden. Solange die Gesamtpopulation nicht darunter leidet, könnte die Massnahme dennoch für manche Arten interessant sein. Bei der Kreuzkröte wurde beobachtet, dass sie sich bevorzugt auf offenen Böden aufhalten (Kapitel 4.4). Eine Zwischenlösung könnte der oben erwähnte neue BFF-Typ «Getreide in weiter Reihe» sein. Es wurde jedoch wiederholt angemerkt, dass offener Boden in Kombination mit Baumstämmen, Steinhaufen oder Ähnlichem eingehen sollte, um Austrocknung zu verhindern und die Wirksamkeit zu erhöhen.

Angesichts der voranschreitenden Klimakrise ist die Sicherstellung der Wasserressourcen in der Landwirtschaft ein sehr aktuelles Thema. Die spezifischen Anforderungen, um langfristig genügend Wasser sicherzustellen, können regional stark variieren. Beim Expertenworkshop und der internationalen Befragung wurde im **Integrativen Wassermanagement** viel Potential für den Amphibienschutz gesehen. Konkrete Handlungsmöglichkeiten ergeben sich, wenn Drainagen erneuert werden sollen (Stichwort Wiedervernässung, siehe www.feuchtacker.ch). Die Kantone sind dabei, zukunftsorientierte Drainagen-Strategien, sogenannten «Smarte Drainagen», zu planen und umzusetzen. Retentionsbecken, die Niederschlagsspitzen auffangen und in Trockenperioden zur Bewässerung genutzt werden können, sind ebenfalls ein Bestandteil eines integrativen Wassermanagements. Retentionsbecken können bei richtiger Anlage als zusätzliche ALG die Amphibienpopulationen stärken (Parc Jura Vaudois & info fauna karch 2023). Es muss aber darauf geachtet werden, dass solche temporären Gewässer für Amphibien nicht zu Todesfallen werden, wenn das Wasser zu früh entnommen wird. Denkbar ist auch, dass man nicht ein Gewässer mit zwei Funktionen anlegt, sondern am gleichen Ort zwei Gewässer (ein Retentionsbecken und ein ALG). Im Allgemeinen ist diese Massnahme jedoch sehr vielversprechend. Für den Amphibienschutz wäre es wichtig, die Komponente «Biodiversität» direkt in die gesamthafte Planung der Wasserwirtschaft mit einzubeziehen. Die Umsetzbarkeit scheint durchaus möglich.

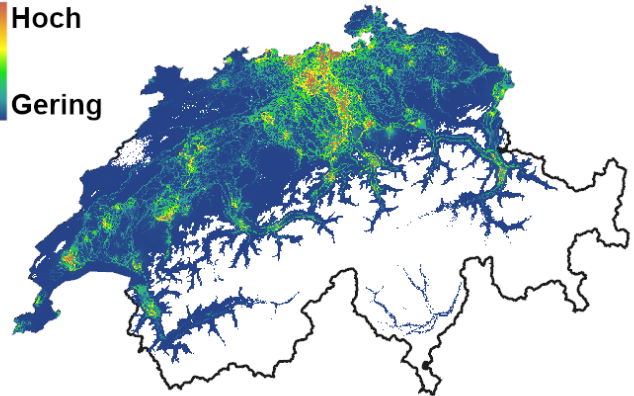
Alle in der Schweiz vorkommenden Amphibienarten sind an mindestens einem Zeitpunkt in ihrem Lebenszyklus an Gewässer gebunden (Ausnahme: Alpensalamander). Zahlreiche Studien haben bereits gezeigt, dass die **Anlage von neuen ALG** eine sehr effiziente Massnahme zur Förderung von Amphibienpopulationen ist (Rannap et al. 2009; Brand & Snodgrass, 2010; Ruhí et al. 2012; Moor et al. 2022). Neue Gewässer erhöhen die Anzahl Populationen in einer Landschaft und erhöhen die Vernetzung zwischen Amphibienpopulationen. Mittels Modellberechnungen (Kapitel 4.1), wurde gezeigt, dass neu angelegte Teiche die Lebensfähigkeit von Metapopulationen verschiedener Amphibienarten wirksamer erhöht als Massnahmen, die sich auf eine Reduktion der negativen Effekte von PSM konzentrieren. Auch die befragten nationalen und internationalen Expertinnen und Experten bewerteten das Anlegen von neuen Teichen ausnahmslos als äusserst wirksam für alle Amphibienarten. Noch wirksamer wäre die Massnahme in Kombination mit nahe gelegenen Kleinstrukturen (Schmidt et al. 2019). Abbildung 3-3 zeigt potentielle Wanderrouten zwischen ALG verschiedener Amphibienarten. Die Karten geben Hinweise, wo Populationen mit zusätzlichen ALG vernetzt werden könnten. Dabei sollten die artspezifischen Habitatansprüche berücksichtigt werden. Jedoch wird die Erstellung von neuen Teichen dadurch erschwert, dass Abstände eingehalten werden müssen (aber: Ein Gewässerraum muss bei künstlich angelegten Gewässern, die kleiner als 0.5 ha sind, nicht ausgetrennt werden). Pufferstreifen gemäss ChemRRV (Bundesrat 2005, Stand 1. Juni 2023) schützen Gewässer vor PSM-Eintrag, führen aber auch zu Veränderungen in der Bewirtschaftung (keine Nutzung als Ackerfläche, keine Düngung oder Einsatz von PSM). Bei der Diskussion über Abstandsauflagen muss man den Schutz des Gewässers vor PSM und den Schutz der aquatischen weierbewohnenden Biodiversität gut gegeneinander abwägen. Gegenwärtig ist es so, dass Weiher an die BFF-Fläche angerechnet werden können, sie sind aber nicht beitragsberechtig. BFF-Beiträge für Gewässer wären für die Landwirtinnen und Landwirte sicher eine Motivation, diese anzulegen.

Verbreitungswahrscheinlichkeit

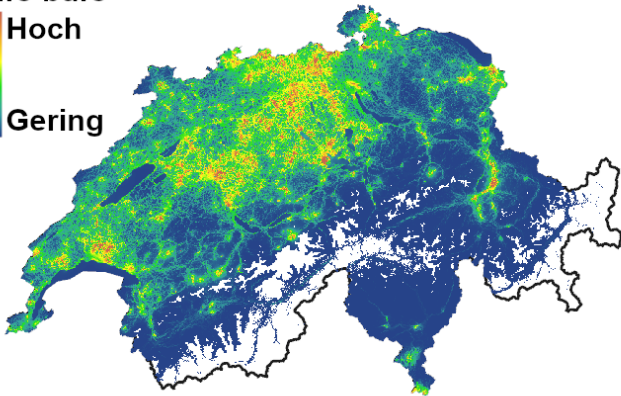
Geburtshelferkröte
Alytes obstetricans



Gelbbauchunke
Bombina variegata



Erdkröte
Bufo bufo



Europäischer Laubfrosch
Hyla arborea

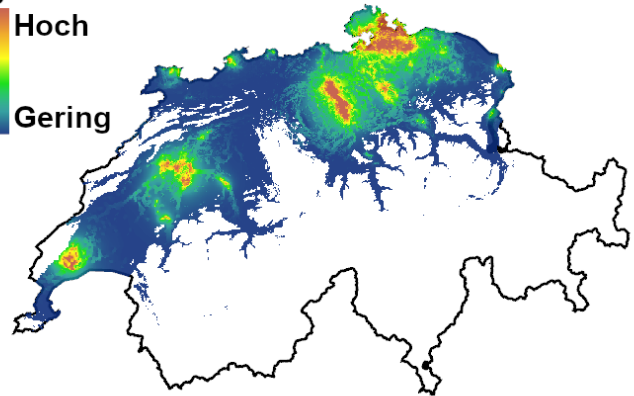


Abbildung 3-3: Auf Basis der Fundmeldungen aus dem Landlebensraum (Quelle der Beobachtungsdaten war info fauna - karch) wurde die Eignung der Landlebensräume für die einzelnen Arten abgeleitet und daraus die potenziellen Wanderrouten zwischen den Laichgebieten berechnet. Die Karten zeigen die modellierten Verbreitungswahrscheinlichkeiten der Arten Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Erdkröte (*Bufo bufo*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*). Die Verbreitungswahrscheinlichkeit steigt von Blau nach Rot. Mit Hilfe dieser Karten können lokal angepasste Managementmassnahmen entwickelt werden. Durch die Anlage neuer Weiher und durch geeignete Risikominderungsmaßnahmen entlang der Wanderrouten auf den Wanderrouten können die Populationen besser vernetzt werden.

Der **Anbau von Nassreis** (Abbildung 3-4) ohne PSM hat sich nördlich der Alpen als vielversprechende Nutzungsalternative für feuchte Ackerflächen erwiesen (Jacot et al. 2018, www.nassreis.agroscope.ch). Dies trotz agronomischer Herausforderungen und obwohl das Mittelland für Nassreis eine Grenzregion darstellt. Die gefluteten Felder werden von den Amphibien als Laichgewässer genutzt. In mehreren Feldern konnten bereits ab dem ersten Jahr Amphibien wie der Laubfrosch, die Kreuzkröte und die Gelbbauchunke nachgewiesen und ihre Fortpflanzung dokumentiert werden. Ab 2024 wird ökologischer Nassreis als BFF anerkannt. Der Anbau von Nassreis war ursprünglich nicht Teil des Bewertungsverfahrens im Projekt.



Abbildung 3-4: Ein Nassreisfeld in der Westschweiz kurz vor der Ernte.

Bei der permanenten **Stilllegung von Grenzertragsflächen** verzichtet der Landwirt oder die Landwirtin bei minderwertiger Bodenbeschaffenheit auf einen erhöhten Aufwand und nimmt das Gebiet stattdessen aus der Nutzung. Studien haben gezeigt, dass solche Minderertragsareale häufig die Habitatvoraussetzungen für Amphibien erfüllen und gerne besiedelt werden (Berger et al. 1999). Auch das temporäre **Umwandeln von Ackerland in Weidefläche** für eine Dauer von fünf Jahren bietet potentiellen Lebensraum für Amphibien. Zusätzlich wird der Boden nicht mechanisch gestört und kann sich erholen. Diese RMM ist allerdings auch mit Kosten verbunden und die finanzielle Entschädigung würde einen grösseren Anreiz für die Landwirte bringen. Auch stillgelegte Flächen erfordern ein minimales Management um Verbuschung zu vermeiden bzw. zu begrenzen und Neophyten und weitere unerwünschten Pflanzen zu bekämpfen.

Von den Experten von Agroscope wurden landwirtschaftliche Strukturelemente (z.B. BFF) als beste RMM eingestuft, wenn die Umsetzung «grossflächig und vernetzt» stattfindet. Besonders betont wurde dabei, dass es besser wäre, Amphibien in die Planung der Vernetzungs- und Landschaftsqualitätsprojekte einzubeziehen, nicht zuletzt, weil bei derartigen Projekten neue ALG angelegt werden können. So könnten von den Amphibien stark frequentierte Bereiche besser geschützt und die Landwirte finanziell für Verluste entschädigt werden. Die Expertinnen und Experten vom Workshop meinten, dass Massnahmen, welche die Veränderung der Landwirtschaftlichen Struktur betreffen, vor allem auf Wiesen und Weiden zu befürworten sein. Bei diesen Massnahmen lohnt sich eine zusätzliche Beratung zur Auswahl der Strukturelemente, um die Amphibien je nach lokalen Gegebenheiten möglichst optimal schützen zu können. Berger et al. (2011) weisen darauf hin, dass die BFF möglichst nah bei Fortpflanzungsgewässern lokalisiert sein sollen, sodass sie einfach erreichbar sind (Joly et al. 2003, Berger et al. 2011). Aufgrund der häufigen Migration der Tiere empfiehlt Schneeweiß (2009) für einen erfolgreichen Amphibienschutz die Erhaltung «grossräumiger, strukturreicher, unzerschnittener Landschaften», wobei speziell auf Vernetzungs- und Fortpflanzungsmöglichkeiten geachtet werden soll.

3.2.6 Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis

Als weiterer Ansatz kann der Landwirt oder die Landwirtin auf eine möglichst amphibienschonende Landwirtschaft achten. Massnahmen, die eine Änderung der landwirtschaftlichen Praxis bewirken, werden in den Weisungen der Zulassungsstelle PSM (BLV 2022) oder DZV (Bundesrat 3013, Stand 2023) bereits gefordert, jedoch nicht mit dem Ziel, Amphibien zu schützen. Dieser Ansatz beinhaltet verschiedene Methoden, welche nicht nur die Kulturwahl betreffen, sondern auch Pflege- und Erntevorgänge. Dazu gehören:

- Speziell angepasste Gerätschaft für Bodenbearbeitung und Spritzapplikation
- Verlustarme Applikationstechnik
- Alternative Pflanzenschutzmassnahmen
- Angepasste Bewirtschaftung um ALG

Drift-reduzierende Düsen (als Beispiel für **speziell angepasste Gerätschaft zur Spritzapplikation**) vermindern die PSM-Belastung an den Feldrändern und in angrenzenden Gebieten der landwirtschaftlichen Fläche und werden durch die DZV finanziell gefördert. Während die Schweizer Expertinnen und Experten dies als mittel bis hoch wirksam einstufen, sehen die internationalen Expertinnen und Experten nur eine mässige Wirksamkeit; die Umsetzbarkeit ist jedoch einfach, da Drift-reduzierende Düsen bereits breit eingesetzt werden und für die Landwirtinnen und Landwirte kein Ertragsverlust zu erwarten ist.

Eine Förderung von **verlustarmen Applikationstechniken** (Precision Farming) wurden von den Expertinnen und Experten als gut bis sehr wirksam eingestuft. Die Anschaffung von Geräten zur präzisen Applikationstechnik beim PSM-Einsatz sind Teil des Aktionsplans PSM (Bundesrat 2017) und werden vom Bund finanziell unterstützt bis Ende 2024, daher sahen die Schweizer Expertinnen und Experten dies als einfach umsetzbar. Die internationalen Expertinnen und Experten hingegen sahen die Umsetzung als eher schwierig. Es wurde erwähnt, dass neben den hohen Anschaffungskosten auch das richtige Know-how benötigt wird, um die Applikationstechniken korrekt anzuwenden.

Anstelle von Herbiziden können auch **alternative Pflanzenschutzmassnahmen** angewendet werden. Dazu gehören zum Beispiel die Heisswassertechnik oder die Möglichkeiten, Unkräuter abzuflammen oder mit Infrarot oder Heissluft zu entfernen. Somit werden die PSM zwar umgangen, jedoch entstehen durch die genannten Alternativen neue Gefahren (hohe Temperaturen) für die Amphibien. Seit 2020 wird der herbizidfreie Anbau (z.B. durch mechanische Unkrautbekämpfung, Abflammen oder Dampftechnik) durch Direktzahlungen unterstützt. Hackroboter bekämpfen Unkraut mechanisch und stellen eine sinnvolle alternative Pflanzenschutzmassnahme dar, sind jedoch mit hohen Anschaffungskosten verbunden. Eine mechanische Unkrautbekämpfung kann bei Amphibien zu erhöhter Mortalität führen (Berger et al. 2011). Der Bund leistet auch finanzielle Unterstützung bei der Beschaffung von Maschinen zur mechanischen Unkrautbekämpfung. Die Expertinnen und Experten schätzten die Wirkung der Hackroboter mittel bis hoch ein. Die übrigen Unkrautbekämpfungsmethoden, welche auf der Verwendung hoher Temperaturen basieren, wurden als wenig geeignet eingestuft.

























Eine **angepasste Bewirtschaftung um ALG** wurde beim Expertenworkshop und von den internationalen Expertinnen und Experten als sehr wirksame RMM eingestuft. Extensive Landwirtschaft rund um die ALG oder auf Wanderrouten wäre eine wirksame Massnahme für die Amphibien. Der Gewässerraum (Korridor entlang von Gewässern) unterliegt heute schon Nutzungsbedingungen, welche (bei landwirtschaftlicher Nutzung) eine extensive Bewirtschaftung vorschreiben (Bundesrat 1998, GSchV, Art. 41c, Stand 2023). Die Anwendung von PSM ist dabei ganzheitlich verboten. Die Breite des Gewässerraums hängt von der Art und der Grösse der Gewässer ab und wird von den Kantonen festgelegt. Eine angepasste Bewirtschaftung um ALG könnte nach diesem Beispiel ausgearbeitet werden. Eine andere Option wäre die Wiedervernässung drainierter Böden. Die erwartete positive Wirkung der extensiven Bewirtschaftung wäre dabei sehr hoch.






























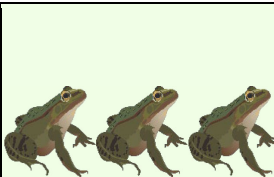







3.3 Übersicht über Wirksamkeit und Machbarkeit der Risikominderungsmaßnahmen








































Die Tabelle 3-3 vermittelt eine Übersicht über die oben beschriebenen möglichen RMM und fasst die Bewertung der befragten Expertinnen und Experten zusammen. Zu empfehlende RMM sind grün hinterlegt. Für eine genauere Unterscheidung der RMM in Bezug auf die Amphibienarten liegen zurzeit noch zu wenige Informationen vor. Die aufgelisteten Massnahmen bringen den Betrieben zusätzlichen Arbeitsaufwand oder sie beeinflussen andere Arbeitsabläufe. Für die Akzeptanz ist es daher wichtig, dass sie in angemessener Höhe entschädigt und gefördert werden. Da es sich um raumbezogene Massnahmen handelt sollten sie über die Betriebsgrenzen hinweg koordiniert (Vernetzungsprojekte) und in die Planung einbezogen werden (Strukturverbesserung).

















Einige der RMM sind wie oben beschrieben bereits gesetzlich verankert, andere bieten finanzielle Entschädigung durch ein Qualitätslabel oder Instrumente der DZV (Bundesrat 2013, Stand 2023) und wieder andere basieren bisher auf Grund fehlender finanzieller Förderung lediglich auf dem umweltschützenden Interesse des Landwirts oder der Landwirtin. Für die Anwendung in den verschiedenen Kulturen ist eine differenzierte zeitliche und räumliche Beratung vor Ort unter Berücksichtigung der vorkommenden Amphibienarten, Kulturen und Landschaftsstrukturen erforderlich.

Tabelle 3-3: Mögliche Risikominderungsmaßnahmen RMM für terrestrische Lebensstadien von Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten mit Einschätzung bezüglich Wirksamkeit (bzgl. Schutz der Amphibien), agronomische Umsetzbarkeit, Kontrollierbarkeit und Angabe zum möglichen Anwendungsgebiet. Speziell zu empfehlende RMM sind grün hinterlegt. Die Bewertungen werden als Symbole dargestellt. 0 bis 3 Frösche (keine bis hohe Wirksamkeit). 1 bis 3 Traktoren (schwierige bis einfache Umsetzbarkeit). Eine Lupe mit Haken zeigt einfache, mit Blitz mittelmässige und mit Kreuz schwierige Kontrollierbarkeit an. Beim Anwendungsbereich steht Apfel für Obstbau, Karotte für Gemüsebau, Getreide für Feldbau und Weinglas für den Weinbau. * bedeutet, dass die Bewertung von der Kultur und der zu schützenden Art abhängig ist. Prinzipiell kann durch die Kombination von Massnahmen die Wirkung erhöht werden.

| Risikominderungsmaßnahme | Wirksamkeit | Umsetzbarkeit | Kontrollierbarkeit | Anwendung | Hinweise zur Umsetzung |
|--|---|---|---|---|---|
| Sensibilisierung | | | | | |
| Sensibilisierung von Landwirtinnen und Landwirten und landwirtschaftlichen Beratern und Beraterinnen |  |  |  |  | Dies kann im Rahmen von bereits bestehenden Veranstaltungen (z.B. Pflanzenschutztagungen), Weiterbildung (z.B. Agridea) oder durch Beratung vor Ort durchgeführt werden. Die Umsetzung erfordert ansprechendes und verständliches Informationsmaterial. |
| Reduktion des Einsatzes und der Risiken von PSM | | | | | |
| Labels, die den Einsatz von PSM regulieren |  |  |  |  | Bereits privatrechtlich gefördert |
| Verzicht auf Pflanzenschutzmittel |  |  |  |  | Beiträge bereits in der DZV geregelt. |
| Standortangepasste Wahl der Kultur, Fruchtfolge und resistente Sorten verwenden |  |  |  |  | Bereits bestehende Massnahme in der Integrierten Produktion (IP), die im AP PSM weiterentwickelt wird. |
| Veränderung des Einsatzes von PSM | | | | | |
| Lokal keine Anwendung von PSM während der Hauptwanderzeit * |  |  |  |  | Umsetzung erfordert Vorhersagemodell. Dieses muss noch erarbeitet werden. Insbesondere für früh laichenden Arten Grasfrosch, Erdkröte und Bergmolch geeignet. |
| Keine Anwendung von PSM während der Dämmerung |  |  |  |  | Eine zeitliche Einschränkung in der Anwendung von PSM kann durch vorausschauende Beratung vor Ort erfolgen. |

| | | | | | |
|---|---|--|---|---|--|
| Keine Anwendung von PSM vor oder nach Regen |  |  |  |  | Eine zeitliche Einschränkung in der Anwendung von PSM kann durch vorausschauende Beratung vor Ort erfolgen. |
| Keine Anwendung von PSM bei tiefer Bodenbedeckung |  |  |  |  | Eine zeitliche Einschränkung in der Anwendung von PSM kann durch vorausschauende Beratung vor Ort erfolgen. |
| Keine Anwendung von PSM im Bereich B der IANB |  |  |  |  | Hierfür muss die AlgV oder Schutzverordnungen angepasst werden. |
| Zeitliche Abstandsauflage zu ALG während der Laichzeit |  |  |  |  | Eine zeitliche Einschränkung in der Anwendung von PSM kann durch vorausschauende Beratung vor Ort erfolgen. |
| Veränderung der Migrationswege der Amphibien | | | | | |
| Amphibien versetzen | |  |  |  | Nicht umsetzbar. |
| Zugang für Amphibien verhindern (Abschirmen / Zäune) |  |  |  |  | Nicht umsetzbar. |
| Anlegen von künstlichen Amphibienkorridoren | |  |  |  | Nicht umsetzbar. |
| Anlocken / Abschrecken (Akustische Umleitung der Tiere) | |  |  |  | Nicht umsetzbar. |
| Veränderung der Landwirtschaftlichen Struktur | | | | | |
| Räumliche Anordnung von BFF |  |  |  |  | Basierend auf den erarbeiteten Karten und Planung der Kantone bzgl. Ökologische Infrastruktur ist eine Optimierung mit Instrumenten der DZV möglich. Zukünftig müssen Projekte zur «Förderung der regionalen Biodiversität und der Landschaftsqualität» die Ökologische Infrastruktur als eine Grundlage für die Planung berücksichtigen (Auskunft BLW). Die Vernetzung von BFF wird nach der DZV gefördert. |
| Fahrgassen begrünen / Untersaat * |  |  |  |  | Bereits bestehende Massnahme. |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|--|
| Anlage von erweiterter Pufferzone zu ALG |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt finanzielle Förderung. Es besteht ein deutlicher Unterschied in der Bewertung von den Schweizer vs. internationalen Expertinnen und Experten. Schweizer Expertinnen und Experten befürchteten, diese RMM könnte als Hinderungsgrund wirken, um neue Gewässer anzulegen oder bestehende zu erhalten. |
| Standortgerechte Anlage von Kleinstrukturen als BFF |  |  |  |  | Basierend auf den erarbeiteten Karten ist eine Optimierung mit Instrumenten der DZV möglich. |
| Aufwertung von Waldrändern angrenzend an Kulturlfläche |  |  |  | | Massnahme bereits im PV Wald 20-24 (PZ2, LI2.1) vorgesehen und im PV Wald 26 geplant. |
| Getreide in weiter Reihe * |  |  |  |  | Bereits bestehende Massnahme in der DZV, die insbesondere für die Kreuzkröte wirksam ist. |
| Offener Boden, lückenhafte Vegetation (Lerchenfenster)* |  |  |  |  | Bereits bestehende Massnahme, die insbesondere für die Kreuzkröte wirksam sein kann. |
| Integratives Wasser-management |  |  |  |  | Neue Massnahme, die für Amphibien ausgearbeitet werden kann. |
| Anlage von neuen ALG |  |  |  |  | Umsetzung auf der LN benötigt finanzielle Förderung (ALG sind als BFF anrechenbar aber nicht beitragsberechtigt). Förderung bisher nur durch Landschaftsqualitätsprojekte möglich. |
| Stilllegen von Grenzertragsflächen |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt finanzielle Förderung. |
| Anlegen von Weideland |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt finanzielle Förderung. |
| Anlage von Nassreisfeldern |  |  |  |  | Diese Massnahme wurde nachträglich aufgrund der aktuellen Forschungsergebnisse von Agroscope (www.nassreis.agroscope.ch) und aufgrund der Förderung von Nassreis als BFF aufgenommen. Insbesondere für Kreuzkröte und Laubfrosch geeignet. |
| Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis | | | | | |

| | | | | | |
|--|---|--|---|---|---|
| Speziell angepasste Gerätschaft für Bodenbearbeitung und Spritzapplikation |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt u.U. weitere finanzielle Förderung. |
| Alternative Pflanzenschutzmassnahmen |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt finanzielle Förderung (z.B in Labels oder DZV). |
| Förderung von verlustarmen Applikationstechniken |  |  |  |  | Umsetzung in der Praxis benötigt finanzielle Förderung. |
| Angepasste Bewirtschaftung um ALG |  |  |  |  | Details der Umsetzung sind noch zu definieren. Voraussetzung ist eine Sensibilisierung. Driftreduzierende Spritzgeräte werden bereits über DZ gefördert. Extensive Bewirtschaftung wird noch nicht gefördert. |

3.4 Fazit: Geeignete Risikominderungsmaßnahmen für Amphibien

Es gibt zurzeit eine Fülle von bestehenden und geplanten Massnahmen zur Reduktion der PSM Emissionen und zur Förderung der Arten, jedoch sind keine spezifisch auf Amphibien ausgerichtet. Auf Basis einer interdisziplinären Evaluation werden neun für Amphibien geeignete RMM für die Umsetzung vorgeschlagen. Sie können das Risiko der PSM-Exposition von Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten reduzieren und (oder) die Amphibienpopulationen fördern indem sie negative Effekte kompensieren. «Geeignet» heisst in diesem Kontext, dass die RMM den Erwartungen unserer Zielsetzung entsprechen. Das heisst, dass die hier definierten RMM unabhängig von der Zulassung von PSM genutzt werden können, dass sie durch Beratung der Landwirtinnen und Landwirte ohne wesentliche Beeinträchtigung der Produktion oder des Einkommens eingesetzt werden können und dass sie eine hohe Wirksamkeit für den Amphibienschutz haben. Die Auswirkung auf die Produktion oder das Einkommen wurde im Rahmen dieses Projektes jedoch nicht quantifiziert. Prinzipiell kann durch die Kombination von Massnahmen die Wirkung erhöht werden. Zudem wurde darauf geachtet, dass eine Massnahme zum Schutz der Amphibien nicht nachteilig für andere Nichtzielorganismen ist. Die vorgeschlagenen Massnahmen haben auch einen Mehrwert für andere Organismen die auf Lebensräume in der Agrarlandschaft angewiesen sind. Damit RMM ihren Zweck erfüllen, ist es wichtig, Art, Zeitpunkt und Einsatzort an das Vorkommen von Amphibien anzupassen. Die Kapitel 4.1 bis 4.4 liefern hierzu für die Praxis nützliche Informationen. Für eine zielführende Umsetzung ist eine vorausschauende und konstruktive Zusammenarbeit von Landwirtschaft und Amphibienschutz notwendig.

Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte und der landwirtschaftlichen Beraterinnen und Berater

Für einen nachhaltigen Amphibienschutz in der Landwirtschaft sollen durch gezielte Informationen, Workshops und Schulungen den Landwirtinnen und Landwirten und den landwirtschaftlichen Beraterinnen und Beratern die Lebensweise und die Anwesenheit der Amphibien in den bewirtschafteten Flächen nähergebracht werden. Durch diese Basis soll ein bewusster und sorgfältiger Umgang mit PSM gefördert werden und Anreize für eine mögliche freiwillige und engagierte Umsetzung der Massnahmen gegeben werden. Es finden bereits regelmässig Veranstaltungen statt, in denen das Thema aufgenommen werden kann.

Lokal keine Anwendung von PSM während der Hauptwanderzeit

Jedes Jahr gibt es grosse Wanderbewegungen von verschiedenen Amphibienarten zu ihren ALG. Diese sind räumlich und zeitlich gut einzugrenzen, vor allem die Wanderungen der früh laichenden Arten Grasfrosch, Erdkröte und Bergmolch. Viele der Tiere durchqueren dabei Ackerflächen und andere landwirtschaftlich genutzte Flächen. Eine zeitliche Einschränkung der PSM-Anwendung während der Hauptwanderzeit würde einen sehr grossen Nutzen für den Amphibienschutz mit sich bringen. An Orten, wo diese Arten durch die Felder wandern, kann der Landwirt oder die Landwirtin durch die geeignete Wahl einer Kultur, die Mitte Februar bis Ende März nicht mit PSM behandelt werden muss, einen sehr wertvollen und einfachen Beitrag zum Schutz der Amphibien leisten. Für eine effiziente Umsetzung braucht es aber eine lokale und differenzierte Betrachtung (u.a. ein Prognosemodell), je nach Vorhandensein einer Art, dem Zeitpunkt ihrer Wanderung und den Lebensstadien (Adulte oder Jungtiere). Ermöglicht wird das durch die Überlagerung von Lebensraumkarten, der Standorte der ALG, der Wanderkorridore und Karten mit PSM-relevanten Kulturen (Kapitel 4.3), sowie Einbezug von Wetterdaten. So werden Bereiche angezeigt, an denen das Risiko, mit PSM in Kontakt zu kommen besonders hoch ist. Die Umsetzung scheint machbar, wenigstens für die früh laichenden Arten.

Keine Anwendung von im Bereich B von IANB (Amphibienlaichgebiete nationaler Bedeutung)

IANB-Objekte beherbergen Kernpopulationen von seltenen Amphibienarten und/oder grosse Populationen der (häufigen) Arten. Sie sind von essentieller Bedeutung für das Netzwerk der Amphibienpopulationen und die ökologische Infrastruktur. Ein (zeitliches) PSM-Verbot im Bereich B der IANB würde zum besseren Schutz der Amphibien beitragen. Da die IANB bereits inventarisiert sind und etwa 10 % aller ALG ausmachen, wäre die Umsetzung dieser RMM gut machbar und die betroffene Fläche überschaubar. Das bedeutet, dass hier mit wenig Aufwand eine hohe Wirkung erzielt werden kann. Für die Umsetzung müssen die AlgV (Bundesrat 2001) oder lokale Schutzverordnungen angepasst werden.

Räumliche Anordnung von Biodiversitätsförderflächen

Unter den verschiedenen Typen von BFF gibt es eine Vielzahl an solchen, die sich als Lebensräume für Amphibien eignen (Tabelle 3-2). Mehrjährige, strukturgebende Elemente (z.B. Hecken, Wassergräben) sind dabei besonders empfehlenswert; dies gilt auch für BFF-Typen mit 20% Kleinstrukturen wie z.B. Stein- oder Asthaufen. Das Anlegen solcher geeigneten BFF auf saisonalen Wanderrouten, zur ökologischen Aufwertung der LLR oder in der Nähe von ALG wäre eine sehr wirkungsvolle RMM. Somit profitieren Amphibien zusätzlich von solchen Rückzugsgebieten und Populationen können besser vernetzt werden. Dies sollte in der Planung der Kantone bzgl. Ökologische Infrastruktur berücksichtigt werden. Für die Umsetzung können bestehende Instrumente wie Vernetzungsprojekte gewählt werden. Die in Kapitel 4.3 erarbeiteten Hilfsmittel vereinfachen die Umsetzung. Als weniger geeignet für die Kreuzkröte haben sich Gras bewachsene BFF in der Feldstudie (Kapitel 4.4) gezeigt. Beratung und Umsetzung sind basierend auf den erarbeiteten Karten möglich.

Anlage von Kleinstrukturen

Kleinstrukturen wie Holz-, Stein-, oder Wurzelstrunkhaufen aber auch Wassergräben oder Gebüschgruppen sind ideale Lebensraumelemente im LLR der Amphibien. Diese Massnahme kann insbesondere das Überleben der Jungtiere, die für die Lebensfähigkeit der Populationen besonders wichtig sind (siehe Kapitel 4.1 und 4.2), erhöhen. Die Kleinstrukturen können als Tagesversteck zum Schutz vor Fressfeinden und Austrocknung insbesondere in heissen und trockenen Jahren dienen (siehe Kapitel 4.4) und als Fressplatz auf Grund der zahlreichen dort vorkommenden Wirbellosen. Sie fördern somit auch Nützlinge. Die Anlage von Amphibienverstecken an geeigneten Standorten in strukturarmen Agrarlandschaften bringt eine hohe Wirksamkeit für den Amphibienschutz mit sich. Wir empfehlen die Anlage von Kleinstrukturen am Rand von bewirtschafteten Flächen, idealerweise integriert in BFF. Auch die Umgebung von ALG eignet sich besonders. Auf diese Art kann die Wirkung der RMM verstärkt werden. Die Anlage von Kleinstrukturen ist daher auch besonders attraktiv, da sie teilweise gemäss der DZV bereits gefördert wird, ohne grossen Arbeitsaufwand erstellt werden kann und wenig Unterhaltsarbeiten benötigt. Beratung und Umsetzung sind basierend auf den erarbeiteten Karten möglich.

Integratives Wassermanagement

Dieses aktuelle und zukunftsrelevante Thema befasst sich mit dem Wasserangebot und dem Wasserbedarf der Schweiz. Durch die voranschreitende Klimakrise wird eine starke Abnahme der verfügbaren Wassermengen in Gewässern in den Sommermonaten erwartet. «Smarte Drainagen» als Teil des neuen Wassermanagements können das Wasser nicht nur ableiten, sondern auch die Wasserspeicherung regeln; aus Sicht der Amphibien sind auch Wiedervernässungen empfehlenswert. Retentionsbecken, welche Niederschlagswasser in Speichern zurückhalten, haben grosses Potential für den Amphibienschutz. Durch die Anlage von Retentionsbecken können neue ALG entstehen bzw. kombiniert angelegt werden (Parc Jura Vaudois & info fauna karch, 2023). Durch eine gute Planung und Bewirtschaftung kann dafür gesorgt werden, dass Retentionsbecken nicht zu Todesfallen für Amphibienlarven werden, wenn das Wasser zu früh abgelassen wird. Die Umsetzung dieser RMM scheint gut machbar, erfordert jedoch ein koordiniertes Vorgehen zwischen Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz.

Anlage von neuen Amphibienlaichgewässern

Der Bau von neuen ALG ist eine äusserst wirkungsvolle RMM zur Förderung von Amphibienpopulationen und ist einfach, denn die Methoden des Teichbaus sind etabliert (Loeffel et al. 2009, Pellet 2014). Obwohl Weiher und Tümpel in landwirtschaftlichen Gebieten ohne weitere Schutzmassnahmen nicht immer von PSM-Eintrag geschützt sind, überwiegen die positiven Effekte auf die Gesamtpopulationen oft signifikant (siehe beispielsweise Moor et al. 2022). Dies bestätigen Populationsmodellierungen aus unserem Teilprojekt (Kapitel 4.1 und 4.2). Die Modellierungen zeigen, dass neu angelegte ALG die wirkungsvollste Massnahme für den Erhalt von (Meta-)Populationen verschiedener Amphibienarten sind. Der Bau von Weihern zeigt im Modell mehr Wirkung als Massnahmen, welche durch PSM ausgelöste Mortalität im aquatischen Lebensraum oder im LLR reduzieren. Durch den Bau von ALG als RMM werden zwar keine Individuen geschützt, aber der Erhalt stabiler Populationen sichergestellt (siehe dazu auch Ockleford et al. 2018). Die Analyse der Wanderrouten zwischen den ALG (Kapitel 4.3) bietet einen Überblick, wo neue ALG zur Vernetzung der Populationen beitragen können. Die Umsetzung der Massnahme könnte dadurch erschwert werden, dass Abstandsauflagen eingehalten werden müssen (für künstliche

Gewässer, die kleiner als 0.5 ha sind, braucht es aber keinen Gewässerraum; aufgrund der DZV sollte ein Weiher im Landwirtschaftsland nicht grösser als 1 Are sein). Weiher können zwar an die BFF-Fläche angerechnet werden, sind aber nicht beitragsberechtigt. Beiträge für ALG als BFF und eine Beratung würden wohl deren Zahl erhöhen. Die Umsetzung auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche benötigt eine zusätzliche finanzielle Förderung, da eine Förderung bislang nur über Vernetzungs- und Landschaftsqualitätsprojekte möglich ist.

Anbau von Nassreis als spezielle Form von neuen Amphibienlaichgewässern

Ökologischer Nassreis wird ab 2024 als BFF gefördert. Dort, wo der Anbau von Nassreis möglich ist, können Nassreisfelder eine spezielle Form der Anlage neuer ALG sein. Nassreis ist insbesondere für diejenigen Amphibienarten interessant, welche temporäre Gewässer bevorzugen (z.B. Kreuzkröte und Laubfrosch) und spät im Frühling laichen.

Angepasste Bewirtschaftung um Amphibienlaichgewässer

Durch eine angepasste Bewirtschaftung im Umfeld von ALG (z.B. durch Drift-reduzierende Düsen oder eine extensive Landwirtschaft) werden weniger PSM eingesetzt. Amphibien profitieren von dieser RMM in allen Lebensstadien, da wichtige Orte der Reproduktion und die angrenzende Umgebung von PSM-Eintrag besser geschützt werden.

Umsetzung der Massnahmen

Der interdisziplinäre Ansatz dieser Arbeit erlaubt eine solide Herleitung von geeigneten RMM zum Schutz und zur Förderung von Amphibien in landwirtschaftlichen Gebieten und liefert hilfreiche Informationen zur konkreten Umsetzung. Die Einschätzungen der RMM durch Expertenbefragungen konnten durch Modellierungen und Feldversuche unterstützt werden. Neben den aufgeführten RMM, leisten natürlich auch Anbausysteme mit eingeschränktem PSM-Einsatz, wie z.B. Biologischer Landbau, IP-Suisse und der Anbau resistenter Sorten einen wertvollen Beitrag zum Schutz der Amphibien.

Diese Arbeit zeigt die Notwendigkeit und Möglichkeit auf, den Schutz von Amphibien durch eine konstruktive Zusammenarbeit zwischen Naturschützern und Landwirten zu verbessern. Es werden keine generellen Massnahmen oder Verbote, sondern eine differenzierte und vorausschauende Umsetzung auf Basis der gesammelten Erkenntnisse, Karten und Modellierungen vorgeschlagen.

4 Grundlagen zur Populationsbiologie und Raumnutzung der Amphibien in der Agrarlandschaft als Basis für die Auswahl und effiziente Umsetzung der Massnahmen

Risikominderungsmassnahmen (RMM) und Empfehlungen für deren Umsetzung in der landwirtschaftlichen Praxis müssen eine solide wissenschaftliche Basis haben. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse von drei Forschungsprojekten beschrieben, deren Ziel es war, wichtige Lücken im Wissen über die Populationsbiologie und Raumnutzung der Amphibien in der Agrarlandschaft zu schliessen. In den Kapiteln 4.1 und 4.2 werden zwei komplementäre Modellierungsansätze für Amphibienpopulationen vorgestellt, mit denen untersucht wurde, welche Risikominderungsmassnahmen potenziell die stärkste Wirkung haben, sowie wann und wo sie eingesetzt werden sollten, in Abhängigkeit vom komplexen Lebenszyklus der Amphibien. Kapitel 4.3 stellt den aktuellen Stand der Verfügbarkeit von räumlichen Daten vor, die im Zusammenhang mit dem Amphibienschutz wichtige Grundlageninformationen liefern können. Und Kapitel 4.4 berichtet über Feldstudien, um das räumliche Verhalten der Amphibien und insbesondere die Nutzung der Agrarlandschaft besser zu verstehen.

4.1 Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Populationen und Metapopulationen von Amphibien: Ergebnisse eines Modells für Kreuzkröten, Laubfrosch und Kammolch

Claudio Bozzuto, Benedikt R. Schmidt

4.1.1 Zusammenfassung

Der Nationale Aktionsplan PSM (Bundesrat 2017) hat zum Ziel, das von PSM ausgehende Risiko für Nichtzielorganismen zu reduzieren. Die Amphibien sind eine Organismengruppe, die im aquatischen wie auch im terrestrischen Lebensraum PSM exponiert sein können. Experimentelle Studien haben gezeigt, dass auch zugelassene PSM bei Amphibien Mortalität auslösen können. Hier wurden mathematische Populationsmodelle entwickelt, um die Wirkung von PSM auf einzelne Populationen sowie auf Metapopulationen von Amphibien zu analysieren. Hierbei wurde unter anderem die Effizienz von Massnahmen verglichen, welche die Lebensfähigkeit von Amphibienpopulationen unter PSM-Belastung erhöhen und/oder das von PSM ausgehende Risiko vermindern könnten. Als Modellarten dienen drei Amphibienarten, die von der EFSA als mögliche Schwerpunktsarten für die Risikobeurteilung vorgeschlagen wurden: Die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*), der Laubfrosch (*Hyla arborea*) und der Kammolch (*Triturus cristatus*).

Das Modell für einzelne Populationen hat gezeigt, dass die drei untersuchten Arten unterschiedlich stark auf von PSM ausgelöste Mortalität reagieren. Bei gleicher Mortalität (z.B. eine proportionale Reduktion einer individuellen Überlebenswahrscheinlichkeit um 10%) wird die Grösse einer Population des Kammolchs viel stärker reduziert als die Grösse einer Population der Kreuzkröte; der Laubfrosch liegt dazwischen. Weiter wurde untersucht, wie sich eine PSM-Reduktion in gewissen Monaten (z.B. während der Laichzeit) auf die Populationen auswirkt. Dabei zeigte sich, dass die erzielte Wirkung in allen Monaten etwa gleich wäre. Betrachtet man Lebensstadien, die bevorzugt vor PSM geschützt werden sollen (in einer Landschaft, in der PSM appliziert werden), so ist es lohnenswert, speziell die Kaulquappen und die Juvenilen unmittelbar nach der Metamorphose vor PSM-Exposition zu schützen. Beachtet man aber, dass die untersuchten Amphibienarten mehr Zeit an Land als im Gewässer verbringen, so empfehlen sich Massnahmen im Landlebensraum LLR. In allen untersuchten Szenarien wirkt es sich positiv auf die Populationen aus, wenn sie in einem Teil des LLR vor PSM geschützt sind.

Auch das Modell für Metapopulationen – einer Gruppe von Populationen, die miteinander durch Austausch von Individuen verbunden sind – wurde unter anderem im Hinblick auf ein Risikomanagement analysiert. Vier Massnahmen wurde genauer betrachtet: (1) Vergrösserung der Metapopulationen durch Bau neuer Gewässer mit zugehörigem LLR; (2) Reduktion des ungeschützten Anteils der Landschaft (z.B. Verzicht von PSM in Teilen der Landschaft); (3) Reduktion von PSM-Effekten im LLR; (4) Reduktion der PSM-Effekte in Gewässern. Hier zeigte sich, dass die vorteilhafteste Massnahme bezüglich Erhöhung der Lebensfähigkeit einer Metapopulation die Anlage neuer

Gewässer (verbunden mit geeignetem LLR) ist. Diese Massnahme wurde von den drei anderen Massnahmen gefolgt, in der erwähnten Reihenfolge.

Zusammenfassend zeigen die Resultate beider Modellanalysen, dass Massnahmen in terrestrischen Habitaten zu bevorzugen sind. Beispiele für solche Massnahmen wären, auf lokaler Ebene geschützte Lebensräume zu schaffen bzw. bestehende zu vergrössern, beispielsweise mittels Kleinstrukturen. Regional wäre es vorteilhaft, in Teilen einer von Amphibien bewohnten Landschaft auf den Einsatz von PSM ganz zu verzichten. Alternativ lohnte es sich regional auch, bestehende Metapopulationen durch die Anlage neuer Lebensrauminseln (Gewässer und assoziierter LLR) zu vergrössern. Eine amphibienfreundliche Veränderung der Landschaft könnte somit eine neue gangbare Risikomanagementmassnahme werden, die möglicherweise über bestehende Instrumente wie BFF umsetzbar ist.

4.1.2 Hintergrund

Vorangehende Kapitel in diesem Bericht beschreiben RMM für die Schweiz, welche die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln (folgend PSM) auf Amphibien in Agrarlandschaften mindern. Zudem sind diese Massnahmen durch Experten bewertet worden, speziell hinsichtlich der Praktikabilität und Kosten für die Landwirte, des Einflusses auf die Produktivität, sowie der Überprüfbarkeit durch die Kantone im Vollzug. Eine zusätzliche Dimension der Auswertung ergibt sich aus Sicht der Amphibienpopulationen: Wie können besagte Massnahmen hinsichtlich der Auswirkungen von PSM auf die Lebensfähigkeit und Dynamik von Amphibienpopulationen eingestuft werden? Welche Risikomanagementmassnahmen haben die effektivste Wirkung auf die Lebensfähigkeit von Populationen? Aus Sicht des Amphibienschutzes ist die Population und deren Lebensfähigkeit die sinnvolle biologische Einheit und Kenngrösse.

Hier wurde gezielt eine populationsökologische Betrachtungsweise gewählt und PSM-Effekte nicht auf das Überlebenspotential von Individuen (z.B. angegeben als mittlere Letaldosis oder -konzentration) beschränkt. Individuen stellen das Rohmaterial für natürliche und künstliche Selektion, und sie bilden Populationen, welche mit ihrer Umgebung interagieren. Ein solcher Ansatz erlaubt es, relevante Aussagen zum Amphibienschutz für die heutigen und künftigen Agrarsysteme herzuleiten (siehe auch Colin et al. 2020; Straub et al. 2020; Topping et al. 2020).

Die verfügbare Daten- und Wissenslage zur Beurteilung von Populationen ist zur Zeit noch sehr limitierend, auch wenn vermehrt Studien publiziert werden, welche sich dem Thema beispielsweise aus populationsökologischer Sicht annehmen (z.B. Zhang et al. 2020). Parallel zur Erarbeitung einer soliden Datenlage können mathematische Modelle helfen, erwartete PSM-Effekte zu beurteilen: auch wenn die Parametrisierung solcher Modelle zurzeit aufgrund der Datenlage schwierig ausfallen kann, so erlauben sie dennoch, populations-/ökologische Grundmechanismen zu erhellen und diese in Handlungsempfehlungen zu übersetzen.

Mathematische Populationsmodelle haben sich in der Naturschutzbiologie und dem Wildtiermanagement als wichtige Hilfen bewährt, um beispielsweise Prognosen über die Wirksamkeit von Managementmassnahmen zu erstellen (z.B. Canessa et al. 2018; Crowder et al. 1994; Morris & Doak, 2002; N’Guyen et al. 2018). Mit mathematischen Modellen kann man Interaktionen zwischen kausal wirkenden Faktoren untersuchen und so das Wirkungsgefüge in der ganzen Komplexität betrachten (Awkerman et al. 2020; Ockleford et al. 2018; Salice et al. 2011). Neben der Erarbeitung einer fundierten Grundlage für die Praxis erlauben Modelle nicht zuletzt auch, wichtige Wissenslücken aufzuzeigen.

Für dieses Teilprojekt wurden zwei populationsdynamische Modelle erarbeitet, parametrisiert und analysiert. Sie basieren auf allgemeinen Modellen der Populationsökologie (z.B. Caswell, 2001; Hanski, 1999; Turchin, 2003) und wurden hinsichtlich der konkreten Fragestellungen erweitert; für Übersichten zu Populationsmodellen bei Amphibien siehe beispielsweise Awkerman et al. (2020), Earl (2019) oder Petrovan und Schmidt (2019). Die erarbeiteten Modelle ermöglichen es, die treibenden Kräfte hinter der Dynamik von Einzel- und Metapopulationen zu beleuchten, in einer PSM-unbelasteten wie auch PSM-belasteten Umgebung. Weiter erlauben die angewandten Analysen, beispielhaft ausgewählte Massnahmen an Modellkomponenten zu koppeln, um dadurch die Massnahmen bezüglich Effektivität zu vergleichen: Sollten bestimmte Entwicklungsstadien – eventuell in bestimmten Monaten – speziell geschützt werden? Ist es vorteilhafter, neue Weiher anzulegen oder den bestehenden PSM-Druck in terrestrischen Habitaten zu mindern? Diese und weitere Fragen können aus Sicht der Populationsdynamik von Amphibien beantwortet werden. Dies verleiht der Fragestellung des Gesamtprojekts nicht nur eine populationsökologische

Fundierung – die mathematische Modellierung bietet eine zusätzliche Möglichkeit, die Risikomanagementmassnahmen aus dem Hauptteil einzuordnen.

Die mathematischen Modelle wurden für drei Amphibienarten parametrisiert, die im EFSA-Bericht als Modellarten für ökologische Risikobewertungen vorgeschlagen werden (Ockleford et al. 2018): die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*), der Laubfrosch (*Hyla arborea*) und der Kammmolch (*Triturus cristatus*); alle drei Arten sind auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften der Schweiz weit verbreitet. Für diese Amphibienarten stehen bereits gute demographische Daten und ökologisches Grundwissen zur Verfügung, welche die Erarbeitung möglichst realitätsnaher Modelle ermöglichen.

4.1.3 Methoden

Die mathematischen Modelle und Analysemethoden werden im Folgenden verbal und zusammenfassend beschrieben. Technische Details zu den Modellrechnungen und deren Validierung werden in einer wissenschaftlichen Fachpublikation veröffentlicht (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung; die wissenschaftlichen Manuskripte durchlaufen einen Begutachtungsprozess. Im Rahmen dieses Prozesses können Datenanalysen und Aussagen verändert werden.).

Einzelpopulationen

Der Lebenszyklus von Amphibien besteht aus fünf Stadien (Abbildung 4.1-1a): Eier, Larven, Jungtiere (im ersten Lebensjahr nach der Metamorphose), nicht reproduzierende Subadulte und reproduzierende Adulte. Weil die meisten empirischen Feldarbeiten zu Amphibien am Gewässer stattfinden, folgt das aufgestellte und analysierte mathematische Modell der Entwicklung einer Amphibienpopulation von Jahr zu Jahr, mit «Zählzeitpunkt» gleich nach dem Schlüpfen der Larven. Dadurch fallen gewisse Stadien in dasselbe modellierte Jahr, und das Modell verfolgt die Dynamik der folgenden drei Gruppen (folgend weiterhin Stadien genannt): Larven (inkl. Jungtiere im ersten Lebensjahr nach der Metamorphose), Subadulte, Adulte.

Die generelle Formulierung dieses strukturierten Modells (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung) stellt eine Verallgemeinerung des von Awkerman et al. (2020) vorgeschlagenen minimalen Modells für ökologische Risikobewertungen für Amphibien dar. Für die drei untersuchten Amphibienarten lässt sich das generelle Modell vereinfachen: dieses beinhaltet stadiumsspezifische Überlebenswahrscheinlichkeiten, Wachstums- bzw. Entwicklungswahrscheinlichkeiten (von Stadium zu Stadium), Reproduktionsparameter und Parameter zur Dichteabhängigkeit im Larvenstadium. Das Modell ist eine Vereinfachung im Vergleich mit der Komplexität des echten Lebens- und Jahreszyklus, aber gleichermassen anwendbar für alle drei Amphibienarten, allerdings mit verschobenem Zählzeitpunkt (Abbildung 4.1-1b): bei der Kreuzkröte und dem Laubfrosch schlüpfen die Larven per Anfang Mai, während diese beim Kammmolch per Anfang April schlüpfen; entsprechend sind Überlebenswahrscheinlichkeiten je Stadium und Monat im Modell definiert, speziell betreffend PSM-Effekten.

Um die Effekte von PSM auf die Dynamik von Einzelpopulationen mathematisch zu untersuchen, wurden alle Überlebenswahrscheinlichkeiten um monats- und stadiumsspezifische PSM-Effekte wie folgt erweitert. Generell wird eine PSM-bedingte Reduktion (p) einer Überlebenswahrscheinlichkeit (s_0) modelliert als $s_p = ps_0$, wo p Werte zwischen Null und Eins annehmen kann ($p = 1$ bedeutet folglich kein PSM-Effekt). Gleichbedeutend kann auch eine PSM-induzierte Mortalität (m) benutzt werden: $s_p = (1 - m)s_0 = ps_0$. In Schweizer Agrarlandschaften werden PSM vornehmlich in den Monaten März bis Oktober ausgebracht (Abbildung 4.1-1b), und aufgrund der unterschiedlichen Jahreszyklen der drei Amphibienarten sind die entsprechenden Stadien zu unterschiedlichen Zeiten in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen PSM ausgesetzt. In der modellierten Landschaft wird jedes Stadium monatlich erneut PSM ausgesetzt und erfährt somit (potentiell) acht monatliche PSM-Effekte. Das Modell sieht auch die Möglichkeit eines terrestrischen Habitats vor, wo ein Teil der Individuen vor PSM-Effekten geschützt sind (Abbildung 4.1-2): der Schutz könnte beispielsweise ein Waldareal sein, wo die Tiere nicht (direkt) von PSM betroffen sind. Dieser Schutz gilt nicht für saisonale Migrationen und Aufenthalte im aquatischen Habitat. Schliesslich bleibt zu erwähnen, dass PSM-Effekte «lediglich» als monatliche Reduktionen von

Überlebenswahrscheinlichkeiten Eingang ins Modell finden: letzteres beinhaltet keine expliziten PSM-Effekte auf die Fertilität und die Stärke der larvalen Dichteabhängigkeit. Solche Auswirkungen basieren vermutlich auf kumulativen Effekten (Pathophysiologie und Umwelt), wozu aber noch praktisch keine Kenntnisse vorhanden sind. Einen Eindruck von veränderter Fekundität oder Dichteabhängigkeit kann indirekt über die unten beschriebene Sensitivitätsanalyse erlangt werden, auch wenn das Modell keine diesbezüglichen expliziten PSM-Effekte beinhaltet.

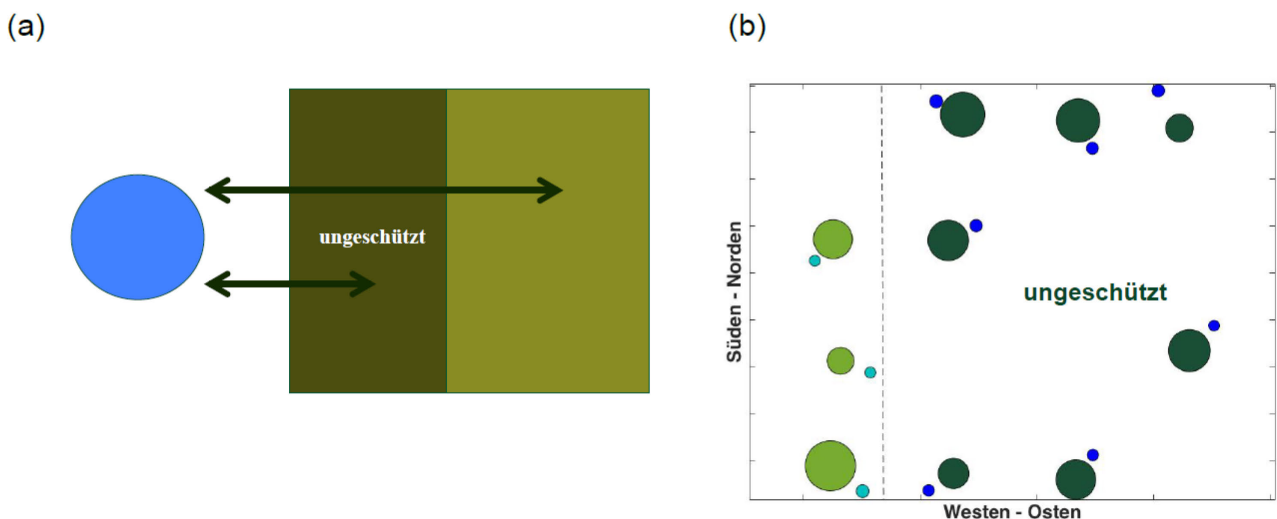
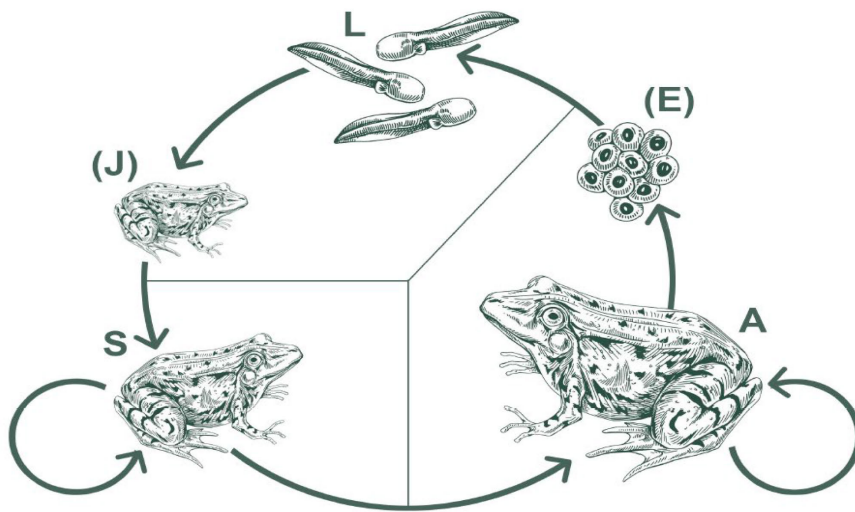


Abbildung 4.1-5: Grafische Darstellung der Landschaften (Einzel- und Metapopulationen). (a) Schematische Darstellung einer Landschaft, welche dem Einzelpopulationsmodell zugrunde liegt. Das terrestrische Habitat ist unterteilt in einen Anteil, in welchem die Individuen vor PSM geschützt sind (hellgrün) und einen ungeschützten Anteil (dunkelgrün). Alle migrierenden Individuen (Adulte, Juvenile) zum bzw. weg vom Gewässer (blau, nicht geschützt von PSM) durchschreiten den ungeschützten Anteil des terrestrischen Habitats oder bleiben dort. Die Unterteilung des terrestrischen Habitats in un-/geschützte Anteile ist schematisch dargestellt: die Unterteilung kann räumlich auch viel heterogener aussehen, solange die Annahme der Migration (s.o.) berücksichtigt wird. (b) Schematische Darstellung einer Landschaft, welche dem Metapopulationsmodell zugrunde liegt. Die (beispielhaft) 10 Land-Wasserhabitat-Paare sind schematisch unterteilt in einen Anteil, in welchem die Populationen vor PSM-Effekten geschützt sind (helle Farben) und in einen ungeschützten Anteil (dunkle Farben). Die Unterteilung der Landschaft in un-/geschützte Anteile ist wiederum schematisch dargestellt: die Verteilung kann räumlich viel heterogener ausfallen. Beachte den Unterschied von «ungeschützt» zwischen den zwei Modellen: für das Metapopulationsmodell wird angenommen, dass bei einem Land-Wasserhabitat-Paar beide Habitate entweder gänzlich geschützt oder ungeschützt sind.

(a)



(b)

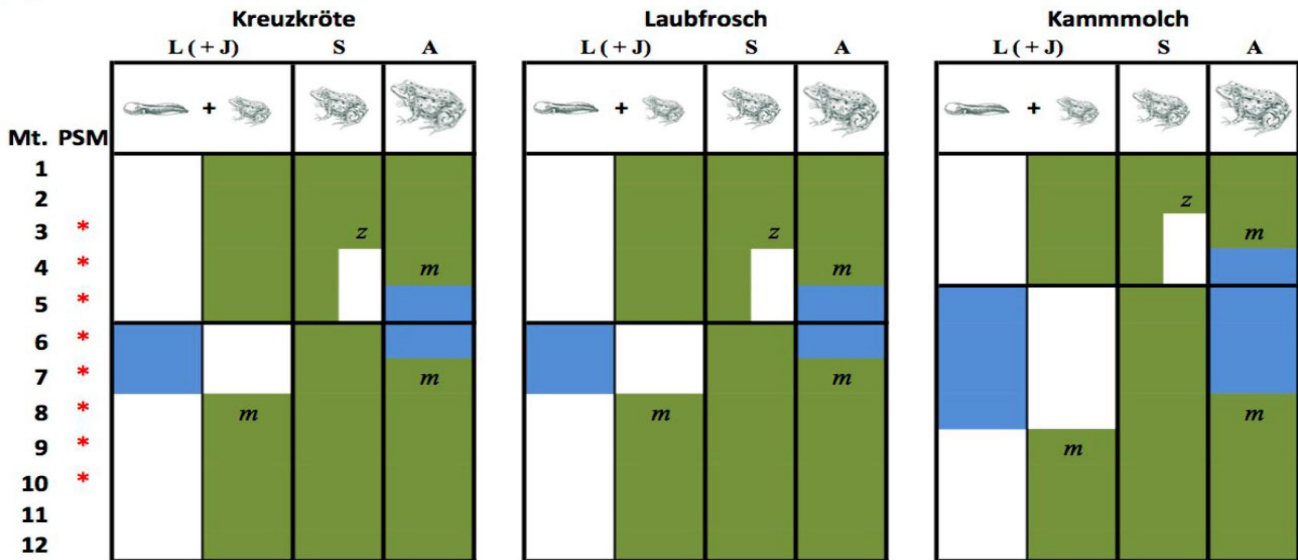


Abbildung 4.1-6: Vereinfachter Lebenszyklus und Jahreszyklus der drei untersuchten Amphibienarten. (a) Schematischer Entwicklungszyklus der drei untersuchten Arten Kreuzkröte (*E. calamita*), Laubfrosch (*H. arborea*) und Kammolch (*T. cristatus*). E: Eier, L: Larven, J: Juvenile (Jungfrösche nach der Metamorphose im ersten Lebensjahr), S: Subadulte, A: Adulte; Stadien ohne Klammern werden im Einzelpopulationsmodell direkt berücksichtigt (Variablen), Stadien in Klammern hingegen werden indirekt berücksichtigt. Die pfeilförmigen kleinen Kreise bei den Subadulten und Adulten deuten an, dass Individuen (je nach Art) mehrere Jahre in diesem Stadium verbringen können. Die drei dünnen Geraden deuten die Strukturierung des Einzelpopulationsmodells an: der jährliche «Zählzeitpunkt» ist «kurz vor» den gezeichneten Stadien durch die Linien angedeutet, im Gegen-Uhrzeigersinn; vgl. diese Linien mit den horizontalen Linien in Abbildung 4.1-1(b) (Anfang Juni: Kreuzkröte und Laubfrosch; Anfang Mai: Kammolch). (b) Jahreszyklus der drei untersuchten Arten, pro Stadium (gemäss Modell) dargestellt. In Grün, Monate mit Aufenthalt im terrestrischen Habitat; in Blau: Monate mit Aufenthalt im aquatischen Habitat; in Weiss, Monate, welche für das entsprechende Stadium nicht definiert sind (z.B. nach der Metamorphose aller Larven). m: Zeitpunkte der saisonalen Migrationen (vom Landlebensraum zum Gewässer, und umgekehrt), z: Entwicklung (im Modell) von Subadulten zu Adulten, Mt.: Kalendermonat; rote Sterne: Applikationsmonate von PSM. Illustrationen Lebensstadien: www.123rf.com, [goodstudio](http://goodstudio.com) / Agroscope.

Die Analysen des Modells fokussieren auf zwei dynamische «Eckpunkte»: die Existenzschwelle und den Gleichgewichtszustand («Tragfähigkeit des Lebensraums», folgend GGZ). Die Analyse der Existenzschwelle fragt, unter welchen Bedingungen eine Population lebensfähig ist. Wenn sie lebensfähig ist, beschreibt der Gleichgewichtszustand GGZ die Grösse der Population. Bei der Existenzschwelle ist es von Interesse zu erkunden, welche Stärke von PSM-Effekten der Population in einer (partiell) ungeschützten Landschaft die Lebensfähigkeit entzieht. Im gegenteiligen Fall (also einer lebensfähigen Population) existieren diverse Möglichkeiten, den GGZ unter PSM-

Effekten zu beleuchten. Die einfachste Analyse untersucht die Änderungen des GGZ in Abhängigkeit der PSM-Stärke und des Anteils un-/geschützten Lebensraums. Zwei weitere Ansätze befassen sich mit (stochastischen) Auslenkungen aus der Gleichgewichtslage. Zum einen wird die langfristige Tendenz einer Population untersucht, nach einer Auslenkung zum GGZ zurückzukehren (Resilienz). Zum anderen ist bekannt, dass gewisse Arten «reaktiv» sind: gleich nach einer Auslenkung aus dem GGZ tendieren sie, dynamisch diese Auslenkung noch zu verstärken (Reaktivität), bevor der GGZ wieder angestrebt wird. Eine hohe bzw. durch PSM gesteigerte Reaktivität ist insofern problematisch, als negative Auslenkungen aus dem GGZ verstärkt werden und die Population vermehrt in die Nähe der Existenzschwelle bringen. In beiden Fällen gilt es also zu untersuchen, ob bzw. wie PSM-Effekte dieses dynamische Verhalten um den GGZ beeinflussen.

Ein weiterer Analyseansatz ist speziell für die Herleitung von Managementempfehlungen interessant, nämlich eine Sensitivitätsanalyse. Kurz gefasst erlaubt es eine Sensitivitätsanalyse im vorliegenden Fall, die erwartete Auswirkung von Änderungen der monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte auf den GGZ der drei Stadien zu untersuchen. Ein mögliches Resultat sind sogenannte Elastizitätswerte (ϵ): wenn beispielsweise die bisherige PSM-Mortalität auf Adulte im Monat September um 10% verringert wird, dann beträgt die erwartete proportionale, durch PSM verursachte Veränderung der Adultdichte im GGZ $+10\epsilon$ %. Der Vergleich von Elastizitätswerten bietet somit die Möglichkeit, mögliche Handlungsoptionen anhand ihrer erwarteten Wirkung auf den GGZ zu beurteilen. Nebst der Durchsicht der einzelnen Elastizitätswerte bezüglich effizienter Managementhandlungen (z.B. «Die Adulten im Monat Mai sollten präferentiell geschützt werden.»), erlaubt die zugrunde liegende mathematische Vorgehensweise auch die Zusammenfassung von Elastizitätswerten (z.B. «Ist es sinnvoll, speziell in gewissen Monaten eine PSM-Reduktion anzustreben?»). Nebst PSM-Effekten auf Überlebenswahrscheinlichkeiten werden auch die Fekundität und die Stärke der larvalen Dichteabhängigkeit in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt: aufgrund der vermuteten zugrunde liegenden kumulativen Effekte (siehe oben) geht es bei diesen zwei Aspekten somit eher um potentiell langfristige Veränderungen der bestehenden Werte (beispielsweise patho-physiologisch bedingt). Weiterführende Informationen zu allen erwähnten Methoden sind dem Fachartikel zu entnehmen (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung).

Metapopulationen

Das zweite mathematische Modell berücksichtigt mehrere Einzelpopulationen, welche in einer Landschaft durch gegenseitiges Dispersal als Verbund funktionieren (Metapopulation, Abbildung 4.1-2b). Eine solche Sichtweise der Dynamik ist speziell in fragmentierten Landschaften sinnvoll, wo aus Sicht der Organismen geeignete Lebensräume (folgend Patches genannt) getrennt sind durch eine mehrheitlich unwirtliche Landschaftsmatrix. Um ein praktikables Modell zu erlangen, ist es gängige Praxis, auf die Besetzung von Patches zu fokussieren: Während das Einzelpopulationsmodell die Populationsstruktur und resultierende Dynamik detailliert nachbildet, begrenzen sich gängige Ansätze in der Metapopulationstheorie auf die Fragen, ob die einzelnen Patches besetzt (die Art kommt vor) oder nicht besetzt sind (die Art kommt nicht vor), wie sich das über die Zeit ändert (im vorliegenden Fall von Jahr zu Jahr), und wie dies durch das Dispersal beeinflusst wird.

Das hier erarbeitete Metapopulationsmodell verbindet populationsdynamische mit landschaftlichen Aspekten. In gängigen Metapopulationsmodellen bewohnt eine Art einen Patchtyp (z.B. Magerwiesen bei gewissen Schmetterlingsarten). Bei Amphibien ist es sinnvoll, zwei Teillebensräume zu berücksichtigen: das Gewässer und den LLR. Auf Landschaftsebene berücksichtigt das erarbeitete Metapopulationsmodell somit sowohl terrestrische als auch aquatische Teillebensräume (zwei Patchtypen), und zwar anhand ihrer Grösse und ihrer geographischen Lage. Auf populationsdynamischer Ebene bestimmen zwei patchspezifische Prozesse, ob Patches besetzt sind: die Kolonisierung und das lokale «Aussterben». Die Kolonisierung entsteht durch saisonale Migration und Dispersal zwischen den unterschiedlichen Patchtypen (z.B. saisonale Wanderungen von terrestrischen zu aquatischen Habitaten für die Fortpflanzung), während das lokale Aussterben lediglich vom jeweiligen Patch abhängt.

Wie in Abbildung 4.1-2b schematisch dargestellt, wurde die Landschaft – ähnlich wie beim Einzelpopulationsmodell – in un-/geschützte Anteile unterteilt (d.h. die Amphibien sind lokal im entsprechenden aquatischen und terrestrischen Habitat vor PSM geschützt oder eben nicht), und nur in ungeschützten Habitaten werden PSM-Effekte berücksichtigt: diese beeinflussen sowohl die Kolonisierungs- als auch Aussterberaten. Aufgrund der mathematischen Formulierung resultiert für jeden Patchtyp ein summarischer jährlicher PSM-Effekt, welcher sowohl Effekte auf die Kolonisierungs-

als auch auf die Aussterbewahrscheinlichkeit beinhaltet (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung). Beispielsweise werden die demographischen Raten für Gewässerpatches wie folgt angepasst: die Kolonisierungsrate c_0 beträgt unter PSM-Einflüssen $c_{\text{PSM}} = c_0 p_c$, und die Aussterberate $e_{\text{PSM}} = e_0/p_e$. In den errechneten Kenngrößen schliesslich (s.u.) erscheinen diese Patchtyp-spezifischen Faktoren immer als Produkt, $\pi = p_c p_e$ (summarischer jährlicher PSM-Effekt, s.o.). Zudem werden PSM-Effekte im Gewässer an diejenigen an Land geknüpft, weil die PSM-Konzentration im Gewässer vor allem durch den Eintrag aus umliegenden Agrarflächen bestimmt wird (beispielsweise Drift von PSM), $\pi_W = \pi_T^\alpha$. Es wird angenommen, dass die PSM-Effekte in Gewässern gleich stark oder schwächer sind als diejenigen an Land ($\alpha \leq 1$). Beachte, dass die Annahme $\alpha \leq 1$ die PSM-Effekte betrifft: Zwar ist es denkbar, dass die Auswirkungen von PSM in Gewässern gravierender sein könnten als an Land, dass aber der Endeffekt (Konzentration und Auswirkung, d.h. Exposition und Toxizität) – als Annahme – mit der Beziehung $\pi_W = \pi_T^\alpha$ ($\alpha \leq 1$) angenähert werden kann. Eine Bemerkung zur Nomenklatur: Parameter α skaliert das PSM-bezogene Risiko (Exposition und Toxizität) für das aquatische Habitat relativ zum terrestrischen; der Einfachheit halber wird im Folgenden aber von «Eintrag in die Gewässer» die Rede sein.

Um generelle Einsichten zur Dynamik unter PSM-Effekten zu generieren, wurde das Metapopulationsmodell wie folgt vereinfacht: (i) die Metapopulation besteht aus einer zu bestimmenden Anzahl Paaren an Gewässer-Landlebensraum-Patches (Abbildung 4.1-2b), (ii) alle Patches (pro Typ) sind gleich gross, (iii) alle Distanzen zwischen den Patches sind gleich. Diese Vereinfachungen erlauben es, eine zentrale Kenngrösse für Metapopulationen explizit herzuleiten, die sogenannte Metapopulationskapazität (folgend MPK). Die MPK erlaubt, die Lebensfähigkeit einer Metapopulation zu untersuchen: analog zur multiplikativen Wachstumsrate von Einzelpopulationen bedingt eine lebensfähige Metapopulation, dass die MPK grösser als ein bestimmter Schwellenwert ist, welcher mehrheitlich durch artspezifische demographische Parameter beeinflusst wird.

Analog zu den Analysen einer Einzelpopulation, fokussieren diejenigen des Metapopulationsmodells wiederum auf die zwei dynamischen «Eckpunkte» Existenzschwelle und Gleichgewichtszustand (GGZ). Um die Existenzschwelle als Funktion von PSM-Effekten zu berechnen, wird die MPK in Beziehung zum oben beschriebenen Schwellenwert gebracht. Leider war es nicht möglich, Literaturwerte ausfindig zu machen, um diesen Schwellenwert für die drei Amphibienarten zu berechnen. Eine realistische, vereinfachende Annahme erlaubt es jedoch, die MPK mit dem artspezifischen GGZ in einer PSM-freien Landschaft in Beziehung zu setzen: plausible Werte für diese artspezifischen GGZ wurden von einem der Autoren (BS) gutachterlich geschätzt. Aufgrund der angenommenen Ähnlichkeit dieser Werte für Kreuzkröte und Laubfrosch, werden alle Resultate der Einfachheit halber nur für die Kreuzkröte und den Kammmolch besprochen. Für die Analyse des GGZ unter PSM-Effekten haben wiederum diverse vereinfachende, realistische Annahmen die Herleitung eines expliziten Ausdrucks für den GGZ in einer ungeschützten Landschaft erlaubt (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung). Schliesslich wurde auch für das Metapopulationsmodell die artspezifische Reaktivität berechnet, also die inhärente bzw. PSM-beeinflusste Tendenz, nach einer Auslenkung aus dem GGZ, diese kurzfristig dynamisch noch zu verstärken, bevor der GGZ wieder angesteuert wird.

Auch für das Metapopulationsmodell wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um managementrelevante Einsichten zu generieren. Hierfür wurde anhand von Elastizitätswerten untersucht, welche Massnahmen – als Veränderung bestimmter Parameter untersucht – die MPK am stärksten zu beeinflussen vermögen:

- i. eine Erhöhung der Anzahl Gewässer-Landhabitat-Paare (z.B. Bau neuer Gewässer in der Nähe von neuen terrestrischen Habitaten),
- ii. eine Reduktion des ungeschützten Anteils der Landschaft (vgl. Abbildung 4.1-2b),
- iii. eine Reduktion der PSM-Effekte in terrestrischen Habitaten im ungeschützten Anteil der Landschaft, und
- iv. eine Reduktion des PSM-Eintrags in die Gewässer.

Im Gegensatz zum Einzelpopulationsmodell, wo die Elastizitätswerte für den GGZ berechnet wurden, betreffen sie hier die MPK und somit eine Population in der Nähe der Existenzschwelle. Die grundlegende Frage lautet somit, welche Massnahmen die Metapopulation am effektivsten von der Existenzschwelle wegbewegen. Die Sensitivität des GGZ wird für das Metapopulationsmodell hingegen grafisch untersucht. Weiterführende Informationen zu allen erwähnten Methoden finden sich im Fachartikel (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung).

4.1.4 Resultate

Einzelpopulationen

Wie die folgenden Resultate zeigen, basierend auf den getroffenen Modellannahmen und Parametrisierungen, sind teilweise markante zwischenartliche Unterschiede betreffend Sensitivität auf PSM zu erwarten. Somit lohnt es sich, einige zentrale Merkmale der untersuchten Amphibienarten in einer PSM-freien Landschaft zu beleuchten, welche diese Unterschiede in der PSM-Toleranz beeinflussen. Losgelöst von der resultierenden Populationsdynamik (siehe folgend), unterscheiden sich die drei Arten speziell in der Langlebigkeit und der Fekundität: Kreuzkröten und Kammmolche sind um einiges langlebiger als Laubfrösche, aber Kammmolche haben eine (sehr viel) tiefere Fekundität als Kreuzkröten und Laubfrösche. Aus populationsökologischer Sicht sind zwei Aspekte von Interesse, die sich aus der nichtlinearen Populationsdynamik ergeben. Zum einen braucht eine neu gegründete Laubfroschpopulation fünf Jahre weniger als eine Kreuzkröten- oder Kammmolchpopulation, um den GGZ zu erreichen (10 vs. 15 Jahre). Zum anderen unterscheiden sich die berechneten Dichten der drei Stadien im GGZ markant (Larven, Subadulte, Adulte; Angaben pro Quadratmeter des aquatischen Habitats): ~88'000, 56, 55 Individuen bei der Kreuzkröte, ~2'600, 16, 7 Individuen beim Laubfrosch, ~107, 4, 2 Individuen beim Kammmolch. Die hohe Larvendichte, speziell bei der Kreuzkröte, wird zum einen stark durch die larvale Dichteabhängigkeit reduziert. Zum anderen kann sie bei der Kreuzkröte als «Artefakt» des deterministischen Modells betrachtet werden. Kreuzkröten suchen auch Gewässer auf, die regelmässig austrocknen, und in solchen Jahren überleben praktisch keine Larven: über die Jahre gemittelt gelangen daher wenige Larven zur Metamorphose. Zusammenfassend lassen diese zwischenartlichen Unterschiede bereits eine unterschiedliche PSM-bezogene Sensitivität erahnen. Weiter zeigen solche Resultate, dass es in der Regel kein einfaches Unterfangen ist, aus den grundlegenden Parametern resultierende Aspekte der Populationsdynamik herzuleiten.

Die Berücksichtigung von PSM-Effekten im Modell werden folgend bezüglich Existenzschwelle und GGZ präsentiert. Der Einfachheit halber werden alle monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte (p) im Gewässer und auf dem Land gleich stark gesetzt: dies bedeutet beispielsweise, dass in einer komplett ungeschützten Landschaft eine PSM-induzierte Mortalität (m) von 10% ($p = 1 - m = 0.9$) über acht Monate eine jährliche, stadiumsspezifische Reduktion von ca. 55% ($1 - (1 - p)^8$) der entsprechenden Überlebenswahrscheinlichkeit zeitigt. Wie aus Abbildung 4.1-3 ersichtlich ist (weisse Linien), stellen Kreuzkröte und Kammmolch die Extreme dar betreffend PSM-Toleranz, hier als Existenzschwelle untersucht; der Laubfrosch befindet sich dazwischen. Während die zwischenartlichen Unterschiede in vor PSM geschützten Landschaften besonders ausgeprägt sind, nehmen sie in einer komplett ungeschützten Landschaft ab: Eine Kammmolchpopulation in einer gänzlich vor PSM ungeschützten Landschaft wird bei einer jährlichen Reduktion der Überlebenswahrscheinlichkeit aller Stadien von ca. 55% lebensunfähig, während dies bei einer Kreuzkrötenpopulation «erst» bei ca. 95% der Fall ist (monatliche PSM-Mortalität ca. 30%).

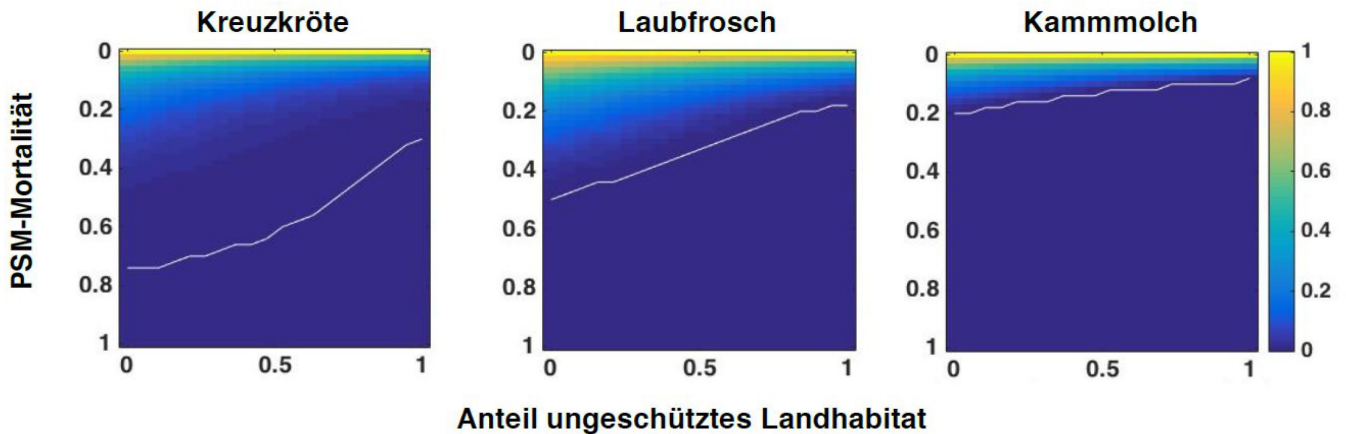


Abbildung 4.1-7: Existenzschwelle und Gleichgewicht (Adulte) von Einzelpopulationen in Abhängigkeit von PSM-Effekten. Zum einen ist für jede der drei untersuchten Arten die Existenzschwelle gezeigt (weisse Linie), welche von PSM-Effekten (gezeigt als monatliche PSM-Mortalität, Y-Achse) und vom Anteil ungeschützten Landhabitats abhängt (X-Achse): Parameterkombinationen oberhalb dieser artspezifischen weissen Linie ermöglichen eine lebensfähige Population, unterhalb der weissen Linie ist die Population lebensunfähig. Weiter zeigt die Abbildung die artspezifische relative Dichte der Adulten im Gleichgewicht, skaliert relativ zur Dichte im von PSM-unbeeinflusstem Zustand, Farbskala: der Wert «1» bedeutet, dass die Dichte gleich hoch ist wie in Abwesenheit von PSM. Alle monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte wurden vom Wert her gleichgesetzt (vgl. Abbildung 4.1-1b).

PSM-Effekte beeinflussen erwartungsgemäss auch den GGZ. Wiederum in Abbildung 4.1-3 werden die GGZ (Adultdichten, skaliert bezüglich PSM-freiem GGZ) in Abhängigkeit von PSM-Mortalität (im Gewässer und auf dem Land) und Anteil an ungeschützter Landschaft gezeigt (Farbskala); ein Wert von «1» (gelb) bedeutet keinen Unterschied zwischen An-/Abwesenheit von PSM. Aufgrund der oben erwähnten Unterschiede betreffend Lebensfähigkeit (Existenzschwelle, weisse Linie), weisen Kreuzkrötenpopulationen erwartungsgemäss höhere relative Dichten auf (hellere Farben entsprechen höheren Dichten) bei vergleichbaren PSM-Effekten. Vielmehr zeigen die Resultate deutlich, dass bei allen drei Arten die markanteste Dichtereduktion in sehr schwach belasteten Landschaften zu erwarten sind (gelbe Farbe entlang des jeweiligen oberen Randes der Teilabbildungen in Abbildung 4.1-4): wenn beispielsweise die monats- und stadiumsspezifische PSM-induzierte Mortalität ca. 10% beträgt, ist bereits (mindestens) eine Halbierung der Adultdichte im GGZ zu erwarten im Vergleich zu einem PSM-freien Zustand (vgl. Farbänderungen in Abbildung 4.1-4).

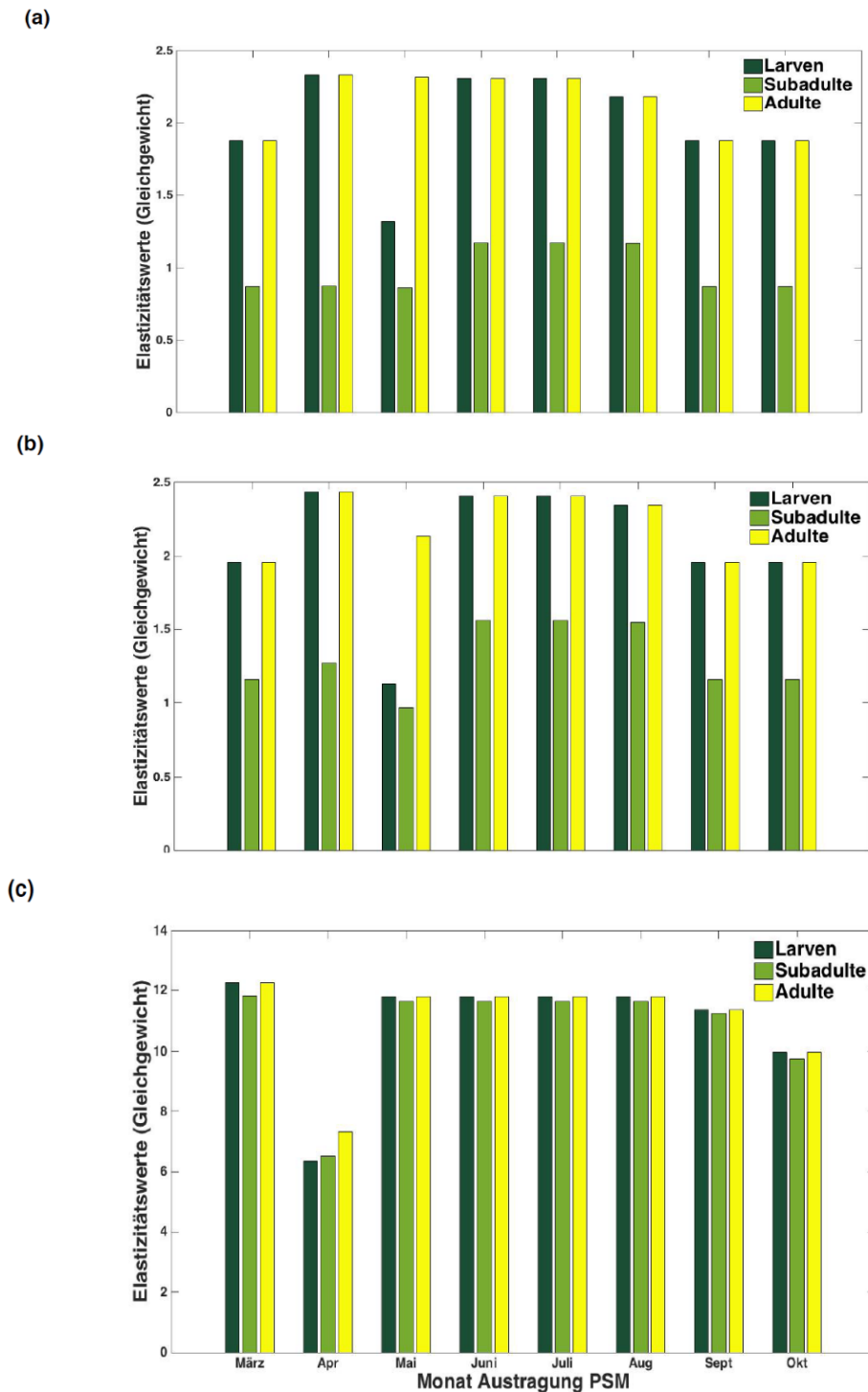


Abbildung 4.1-8: Einflussstärke von PSM-Effekten auf die Gleichgewichtslage, pro Stadium zusammengefasst. Für die drei untersuchten Arten (a: Kreuzkröte, *E. calamita*; b: Laubfrosch, *H. arborea*; c: Kammmolch, *T. cristatus*) sind die Elastizitätswerte der monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte (vgl. Abbildung 4.1-1b) nach Monat der PSM-Austragung zusammengefasst worden (X-Achse). Ein Lebensstadium (Legende) reagiert besonders stark, wenn Elastizitätswerte (Balken) hoch sind im Vergleich zu anderen Elastizitätswerten. Für alle Abbildungen: vor PSM-ungeschützter Anteil des terrestrischen Lebensraums 80 % ($u = 0.8$) und alle monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte gleichgesetzt ($p = 0.9$, d.h. 10% Mortalität).

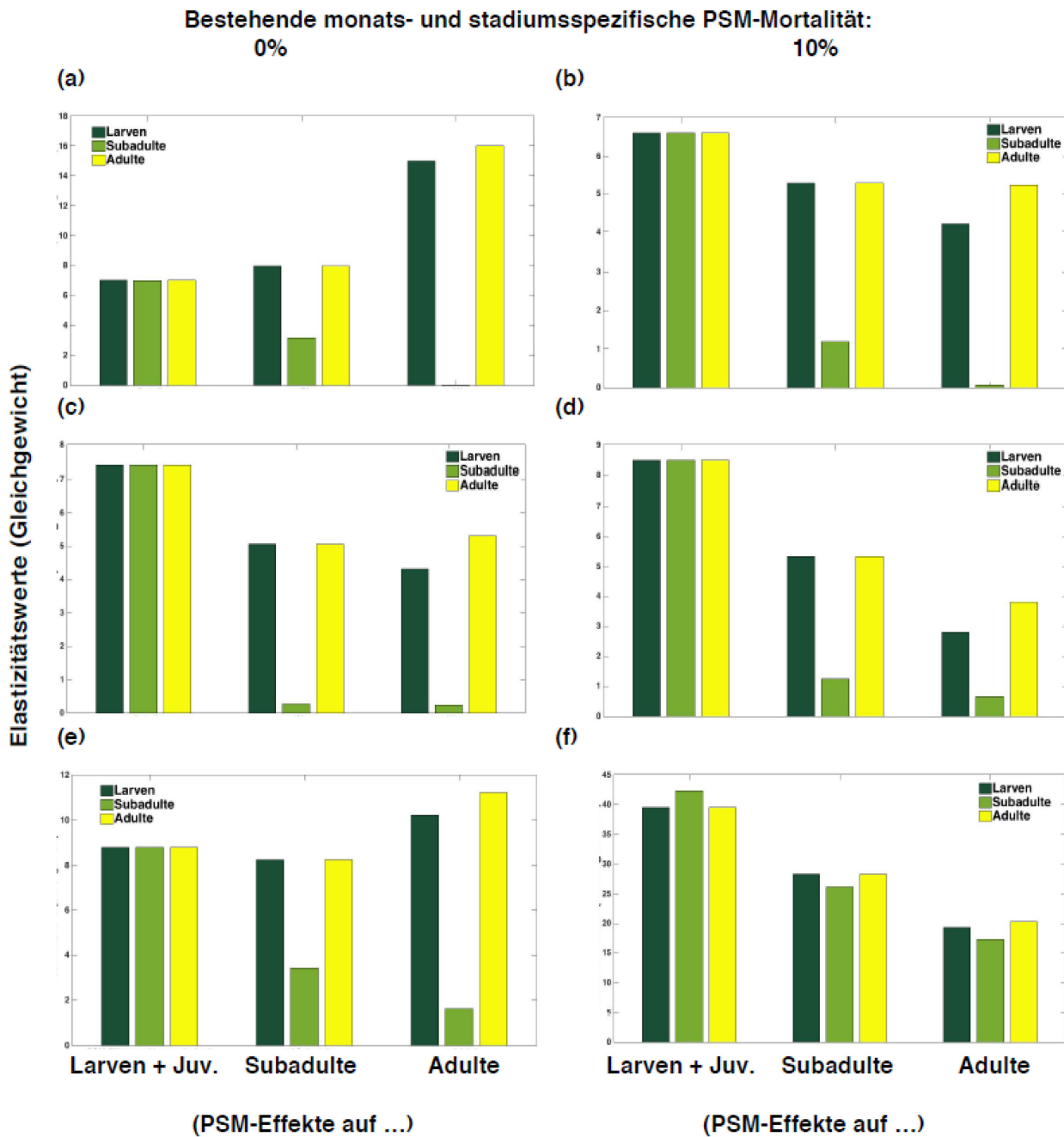


Abbildung 4.1-9: Einflussstärke von PSM-Effekten auf die Gleichgewichtslage, pro Stadium zusammengefasst. Für die drei untersuchten Arten (a-b: Kreuzkröte, *E. calamita*; c-d: Laubfrosch, *H. arborea*; e-f: Kammolch, *T. cristatus*) sind die Elastizitätswerte der monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte (vgl. Abbildung 4.1-1b) nach Stadium zusammengefasst worden (X-Achse). Ein Lebensstadium im Gleichgewicht (Legende) reagiert besonders stark, wenn Elastizitätswerte (Balken) hoch sind im Vergleich zu anderen Elastizitätswerten. Zwei verschiedene Ausgangslagen: (a,c,e) bisher keine PSM-Effekte; (b,d,f) bisher 10-prozentige Mortalität (pro Stadium und Monat). Für alle Abbildungen: ungeschützter Anteil des terrestrischen Lebensraums 80 % ($u = 0.8$). Die Stadien sind doppelt dargestellt: Angenommen wir betrachten PSM-Effekte auf Adulte (x-Achse, ganz rechts), dann wird dieser PSM-Effekt auf Adulte nicht nur direkt die Adulten treffen, sondern auch indirekte Auswirkungen haben auf andere Stadien, also die verschiedenfarbigen Balken (Legende). Dasselbe gilt natürlich auch für PSM-Effekte auf andere Stadien (x-Achse), welche jeweils auch direkte und indirekte Auswirkungen zeitigen werden.

Um effektive Handlungsstrategien herzuleiten, ist die Untersuchung der GGZ-Sensitivität auf Änderungen der zugrunde liegenden Modellparameter wichtig. Solche Resultate hängen vom GGZ und von den Parameterwerten ab (inkl. PSM-Effekte), welche den GGZ induzieren. Die Resultate der Sensitivitätsanalyse werden beispielhaft für eine Landschaft mit 80 % vor PSM ungeschütztem Anteil erörtert ($u = 0.8$). Zudem werden, wie zuvor (Abbildung 4.1-3), alle monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekte gleichgesetzt: aufgrund der zwischenartlichen Vergleichbarkeit wird eine PSM-induzierte Mortalität von höchstens 10% untersucht (vgl. Abbildung 4.1-4).

Während die detaillierten Resultate (Elastizitätswerte) im Fachartikel vorgestellt und abgebildet sind (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung), sollen folgend zwei zusammenfassende Ansätze besprochen werden, welche für die Praxis von Interesse sind: zum einen werden die Elastizitätswerte pro Monat zusammengefasst, zum anderen pro Stadium.

Unter der Annahme einer 10%igen monatlichen PSM-induzierten Mortalität zeigt Abbildung 4.1-4, dass kein Monat markant heraussticht: in einem solchen Fall würde es sich nämlich lohnen, die PSM-Effekte speziell in diesen Monaten zu reduzieren. Für Kreuzkröte und Laubfrosch sind am ehesten die Monate April-August zu erwähnen (aber siehe unten), während beim Kammmolch die Unterschiede noch geringer sind. Bei allen drei Arten scheint jedoch eine Reduktion von PSM in den Laichmonaten (April bzw. Mai, Abbildung 4.1-5b), relativ gesehen, am wenigsten effektiv.

Die zweite, hier besprochene Möglichkeit ist die Zusammenfassung der Elastizitätswerte nach Stadium: bei einem markanten Hervortreten eines Stadiums würde dessen Schutz über das ganze (modellerte) Jahr zu empfehlen sein. Die Resultate in Tabelle 4.3-3 zeigen, dass mögliche Handlungsempfehlungen vom Zustand des Systems abhängen. In einer von PSM unbeeinflussten Population, wo eine Intensivierung der Landwirtschaft zu erwarten wäre (linke Spalte in Abbildung 4.1-5), ist speziell bei Kreuzkröte, aber auch bei Kammmolch, der Schutz von Adulten zu empfehlen; beim kurzlebigen Laubfrosch sind es hingegen die Larven und Juvenilen (1. Lebensjahr). Allerdings wären diese Empfehlungen anders, wenn bereits eine monats- und stadiumsspezifische PSM-Mortalität von 10% auf der Population wirkt (rechte Spalte in Abbildung 4.1-5): in einem solchen Fall wäre der Schutz der Larven und Juvenilen für alle drei Arten zu empfehlen.

Das Interesse bisher galt den monats- und stadiumsspezifischen PSM-Effekten, welche auch explizit ins mathematische Modell aufgenommen wurden. Wie im Methoden-Abschnitt bereits erwähnt, werden vermutlich auch die Fekundität und Stärke der larvale Dichteabhängigkeit von PSM beeinflusst. Die angewandte Sensitivitätsanalyse erlaubt es, auch die dynamischen Effekten zu beleuchten, welche von Veränderungen dieser zwei Parameter ausgelöst werden. Diesbezügliche Resultate zeigen, dass der Effekt solcher Veränderungen vergleichbar ist mit solchen von PSM-Effekten auf die Larven, mehrheitlich also leicht schwächer als bei Adulten (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung).

Ein letztes relevantes Resultat aus der Sensitivitätsanalyse für Risikomanagementmassnahmen betrifft die Gegenüberstellung von aquatischen und terrestrischen Phasen: Wie bereits aus Abbildung 4.1-1b ersichtlich, verbringen die Populationen (weit) mehr Zeit an Land als im Wasser, und zusammen mit den entsprechenden Elastizitätswerten lässt sich empfehlen, Massnahmen im terrestrischen Habitat bevorzugt zu fördern.

Die Resultate zu Reaktivität und Resilienz, schliesslich, beinhalten sowohl gute als auch schlechte Nachrichten. Zwar zeigen alle drei untersuchten Arten eine Tendenz zu reaktiver Dynamik in einer PSM-freien Umgebung – somit die Tendenz, Auslenkungen aus dem GGZ (durch andere Stressoren) kurzfristig zu verstärken – aber die Reaktivität nimmt unter PSM-Einflüssen ab. Die Resilienz hingegen – das inhärente Bestreben einer Population, nach einer Auslenkung zum GGZ zurückzukehren – nimmt unter PSM-Einflüssen ab: nach Auslenkungen brauchen Populationen in PSM-belasteten Umgebungen länger, um zum GGZ zurückzukehren; für weitere Details und Resultate siehe Bozzuto & Schmidt (Manuskript in Vorbereitung).

Metapopulationen

In einer PSM-freien Umgebung unterscheiden sich auch Metapopulationen artspezifisch, und zwar in der durchschnittlichen Besetzung von Habitaten, also im GGZ. Während bei der Kreuzkröte ca. 80 % der geeigneten Gewässer im langfristigen Durchschnitt besetzt sind (mehreren Feldstudien zufolge), sind es beim Kammmolch lediglich ca. 20 % (basierend auf gutachterlicher Einschätzung). Zwei zentrale Einsichten aus der Metapopulationstheorie helfen, diese Zahlen einzubetten. Erstens, die meisten Metapopulationen besetzen im langfristigen Durchschnitt lediglich einen Anteil der verfügbaren geeigneten Patches (z.B. Gewässer). Zweitens ist die Besetzung der Patches stochastischer Natur: aufgrund von Kolonisierungs- und lokalen Aussterbeereignissen wechselt die Konstellation von besetzten Patches kontinuierlich.

Um die artspezifische Existenzschwelle einer Metapopulation zu untersuchen, wurde auf ein vereinfachtes Modell zurückgegriffen: dies erlaubt es, die zentrale Kenngrösse Metapopulationskapazität (MPK) in Beziehung zu setzen zu einem Schwellenwert, welcher nun von dem oben erwähnten PSM-freien GGZ abhängt. Zur einfacheren Visualisierung zeigt Abbildung 4.1-6 die artspezifische Existenzschwelle in zwei Varianten: in Abbildung 4.1-6a werden die PSM-Effekte an Land und im Wasser gleich stark gesetzt und variiert, und auch der ungeschützte Anteil der Landschaft wird variiert; in Abbildung 4.1-6b hingegen werden die PSM-Effekte an Land und im Wasser unabhängig voneinander variiert, und zwar in einer komplett ungeschützten Landschaft. Die Resultate zeigen, dass eine Kreuzkröten-Metapopulation (viel) mehr PSM in der Landschaft erträgt als es beim Kammmolch der Fall ist (weisse Linien in Abbildung 4.1-6a,b), bevor die jeweilige Metapopulation lebensunfähig wird. Aus Abbildung 4.1-6b wird zudem ersichtlich, dass PSM-Effekte an Land eine ausgeprägtere Wirkung auf die Existenzschwelle haben als diejenigen im Wasser (Farbskala): eine Erhöhung des X-Achsenwertes (PSM-Effekte an Land) zeitigt eine schnellere Änderung der MPK als eine Erhöhung des Y-Achsenwertes (Eintrag in Gewässer) bei gleich starkem Effekt im jeweils anderen Habitat. Zur Erinnerung: der variierte Parameter α (s. Methoden: Metapopulationen) skaliert das PSM-bezogene Risiko (Exposition und Toxizität) für das aquatische Habitat relativ zum terrestrischen; der Einfachheit halber wird dies hier als «Eintrag» bezeichnet.

Auch die Untersuchung der artspezifischen GGZ weist wiederum auf markant unterschiedliche Reaktionen von Amphibienarten auf PSM in der Landschaft hin (Abbildung 4.1-6c,d); der Einfachheit halber wird eine komplett vor PSM ungeschützte Landschaft betrachtet. Aufgrund des Einsatzes des oben beschriebenen vereinfachten Modells ist der Unterschied zwischen den Arten in einer PSM-unbeeinflussten Umgebung durch die von den Autoren geschätzten GGZ-Werte gegeben (20 % Kammmolch, 80 % Kreuzkröte). Durch die Steigerung von PSM an Land lässt das Modell vermuten, dass der GGZ beim Kammmolch ungefähr linear abnimmt und rasch die Existenzschwelle erreicht (vgl. Abbildung 4.1-6b und Abbildung 4.1-6d). Der PSM-Eintrag in die Gewässer scheint hingegen diese Abnahme «lediglich» leicht zu verstärken: die treibende Kraft sind PSM an Land. Qualitativ verhält es sich bei der Kreuzkröte ähnlich wie beim Kammmolch (Abbildung 4.1-6c). Quantitativ hingegen zeigt sich, dass sich der GGZ der Metapopulationen von Kreuzkröten nur unwesentlich ändert bis die modellierten terrestrischen PSM-Effekte ca. 30-50 % erreicht haben (je nach PSM-Eintrag in die Gewässer); erst danach ist eine starke lineare Abnahme des GGZ zu erwarten.

Die Metapopulationskapazität ist wie erwähnt eine zentrale Grösse, um unter anderem die Lebensfähigkeit von Metapopulationen zu untersuchen. Im Zusammenhang mit Risikomanagementmassnahmen bedeutet dies, dass die MPK erhöht werden soll: damit entfernt sich die Metapopulation im GGZ von der Existenzschwelle. Die angewandte Sensitivitätsanalyse hat es erlaubt, einen ersten Einblick in die Charakterisierung von Managementoptionen bezüglich ihrer Effektivität zu erlangen (Tabelle 4.1-1). Zur Erinnerung die vier untersuchten generellen Optionen: (i) eine Erhöhung der Anzahl Gewässer-Landhabitat-Paare (z.B. Bau neuer Gewässer in der Nähe von potentiellen terrestrischen Habitaten), (ii) eine Reduktion des vor PSM ungeschützten Anteils der Landschaft (z.B. Erhöhung des Anteils von schützenden Landschaftsstrukturen), (iii) eine Reduktion der PSM-Effekte in terrestrischen Habitaten (z.B. Wahl eines Zeitpunkts des Einsatzes von PSM, der für Amphibien ungefährlich ist), und (iv) eine Reduktion der PSM-Effekte in aquatischen Habitaten (z.B. Verringerung des Eintrags von PSM in Gewässer).

Die paarweisen Vergleiche mittels Elastizitätswerten haben gezeigt, dass die MPK insgesamt am effektivsten durch die Erhöhung der Anzahl Patches erreicht werden kann (Option (i)). Dasselbe Resultat wird übrigens ausser dem Hinzufügen von neuen Patches auch erreicht (nicht als Abbildung gezeigt), wenn eine Vergrösserung (Fläche) oder Verbesserung (z.B. Ressourcen) von allen bestehenden aquatischen oder terrestrischen Patches (zusammen)

erfolgt. Gefolgt, bezüglich Effektivität, wird die Option der Vergrößerung einer Metapopulation von den anderen drei oben genannten Managementoptionen, in derselben Reihenfolge. Bei diesen Vergleichen gilt es jedoch zu beachten, dass die zugrundeliegenden mathematischen Ausdrücke von spezifischen Parameterwerten abhängen: Anführungs- und Schlusszeichen in Tabelle 4.1-1 verdeutlichen, dass die entsprechenden Resultate für realistische Annahmen betreffend Parameterwerten gelten; siehe (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung) für weitere Einzelheiten.

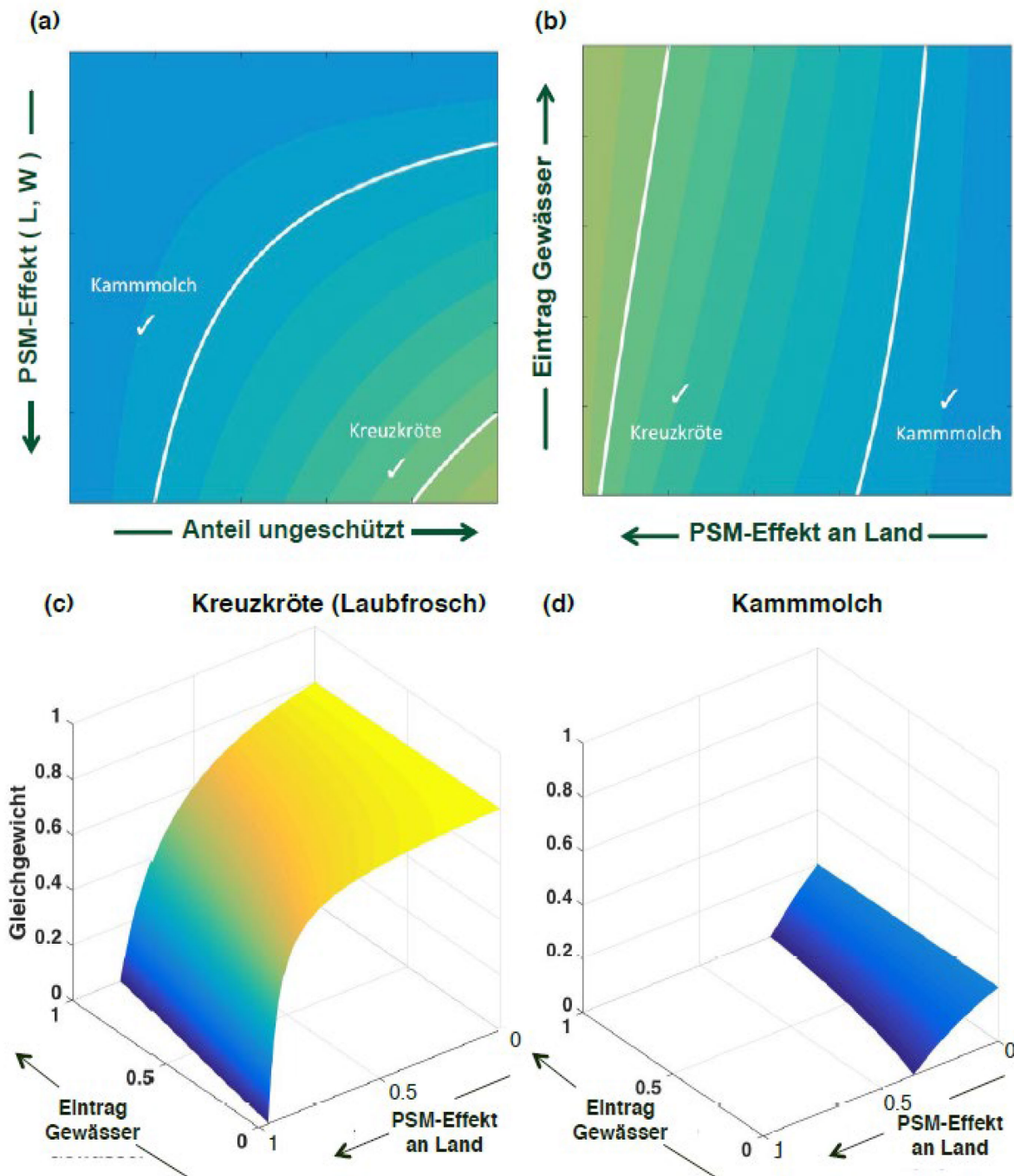


Abbildung 4.1-10: Existenzschwelle und Gleichgewicht von Metapopulationen in Abhängigkeit von PSM-Effekten. (a-b) Artspezifische Existenzschwelle (weisse Linie); Häkchen zeigen Parameterkombinationen für lebensfähige Metapopulationen; in (a) und (b) werden verschiedene Parameter variiert (siehe Achsenbeschriftungen), und die Farbskala deutet die Veränderung der Metapopulationskapazität (MPK) an: je schneller sich die Farbe entlang einer Achse verändert, desto mehr beeinflusst der entsprechende Faktor die MPK. (c-d) Artspezifische Gleichgewichte als Funktion von PSM-Effekten (an Land und als Eintrag in die Gewässer). Die Pfeile zeigen die Richtung der Zunahme der Effekte entlang der Achsen an, und die Farben visualisieren den Gleichgewichtswert entsprechend des Z-Achsenwerts.

Die detaillierten Resultate zur Reaktivität, schliesslich, sind dem Fachartikel zu entnehmen (Bozzuto & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung). Kurz gefasst lässt sich vermuten, dass Metapopulationen beider untersuchter Amphibienarten generell in einer PSM-freien Umgebung Auslenkungen aus dem GGZ kurzfristig verstärken und somit die Metapopulation noch weiter vom GGZ treiben, analog also zu den Resultaten für Einzelpopulationen.

Moderate PSM-Effekte scheinen diese Tendenz (Reaktivität) zu reduzieren, aber eine zunehmende Netzwerkgrösse, also die Anzahl Patches, erhöht insgesamt reaktive Tendenzen. Letzteres könnte zu einem Trade-off bei der Planung von Managementoptionen führen: die Erhöhung der Anzahl Patches erweist sich zwar im Allgemeinen als bevorzugte Option zur Steigerung der MPK (Tabelle 4.1-1), dadurch wird aber auch die Reaktivität gesteigert.

Tabelle 4.1-4: Effizienzvergleich zwischen potentiellen Managementmassnahmen zur Linderung von PSM-Effekten bei Metapopulationen. Resultate gelten für Vergleiche «Spalte ist besser als Zeile»; die Abkürzungen zur Kennzeichnung der Tabellenreihen (W, S, PL und PW) stehen für die Spaltennamen. Ein Häkchen bedeutet «immer vorteilhafter» (unter den getroffenen Annahmen) und ein Kreuz das Gegenteil (W ist also beispielsweise besser als PL). Anführungs- und Schlusszeichen deuten darauf hin, dass das entsprechende Resultat mehrheitlich gilt). Die vier Optionen (Spaltentitel): (i) Erhöhung der Anzahl Gewässer-Landhabitat Paare (z.B. Bau neuer Gewässer in der Nähe von potentiellen terrestrischen Habitaten), (ii) Reduktion des vor PSM-ungeschützten Anteils der Landschaft (z.B. Erhöhung von schützenden Landschaftsstrukturen), (iii) Reduktion der PSM-Effekte in terrestrischen Habitaten (z.B. Wahl eines Zeitpunkts des Einsatzes von PSM, der für Amphibien ungefährlich ist), und (iv) Reduktion der PSM-Effekte in aquatischen Habitaten (z.B. Verringerung des Eintrags von PSM in Gewässer).

| | z.B. neue Weiher bauen (W) | Geschützten Anteil erhöhen (S) | PSM Land senken (P _L) | Eintrag Gewässer senken (P _w) |
|----------------|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|---|
| W | | | | |
| S | «50:50» | | | |
| P _L | ✓ | «✗» | | |
| P _w | «✓» | ✓ | «✓» | |

4.1.5 Diskussion und Ausblick

Die für dieses Teilprojekt entwickelten Methoden und die damit gewonnenen Einsichten lassen sich grob in drei Gruppen gliedern. Erstens, die in den mathematischen Modellen berücksichtigten, nichtlinearen Mechanismen führen dazu, dass die gängigen ökotoxikologischen Ansätze mit Fokus auf individuelles Überlebenspotential schwache Indikatoren für die Dynamik einer Amphibienpopulation unter PSM-Einflüssen liefern. Zweitens, die zwei entwickelten mathematischen Modelle spiegeln unterschiedliche räumliche Skalen wider. Nebst modellspezifischen Resultaten fördern beide Ansätze auch übereinstimmende – und somit skalunenabhängige – Resultate zutage. So konnte beispielsweise in beiden Fällen (Einzel- und Metapopulationen) gezeigt werden, dass die terrestrischen Lebensstadien der Amphibien bevorzugt geschützt werden sollten. Drittens, die Abhängigkeit gewisser Resultate von Parameterwerten – und folglich von Daten zu deren Schätzung – verdeutlicht (erwartungsgemäss) die Brisanz von weiterhin bestehenden Wissenslücken zum Thema PSM-Effekte auf Amphibien- und anderen Populationen von Nichtzielorganismen. Diese Wissenslücken sollten baldmöglichst empirisch gefüllt werden. In der Zwischenzeit sollten populationsökologische Modelle benutzt werden, um nicht erwünschte PSM-Effekte auf Populationsebene zu untersuchen und besser zu verstehen. Aus Sicht des Naturschutzes ist nicht das Wohlergehen des Individuums entscheidend, sondern die Lebensfähigkeit der Population oder Metapopulation, im Gegensatz zur Pflanzenschutzmittelzulassung, wo auch Individuen von Wirbeltieren zu schützen sind.

Die Sensitivitätsanalyse des Modells für Einzelpopulationen zeigt, dass es keinen Monat gibt, für welchen die Sensitivität markant hervorsteht (Elastizitätswerte in Abbildung 4.1-4). Dieses Resultat erlaubt die Schlussfolgerung, dass Massnahmen, welche die Wirkung von PSM auf Amphibienpopulationen reduzieren, in allen Monaten sinnvoll sind. Weiter zeigt die Sensitivitätsanalyse, dass Massnahmen zum Schutz der terrestrischen Stadien in der Regel

eine grössere Wirkung auf die Population haben als Massnahmen zum Schutz von aquatischen Stadien (Larven und Adulte), nicht zuletzt aufgrund des längeren Aufenthalts im Landlebensraum im Jahresverlauf (vgl. Abbildung 4.1-1b). Das soll aber nicht heissen, dass Gewässer nicht vor PSM-Eintrag geschützt werden sollen: die Resultate zeigen jedoch eine relativ höhere Effektivität von Massnahmen auf, welche terrestrischen Stadien zu Gute kommen. Weiter zeigt Abbildung 4.1-4, dass es sich positiv auf die Population auswirkt, wenn ein Teil der Population vor PSM geschützt leben kann. Das könnte beispielsweise ein Bereich um ein Gewässer sein, in welchem keine PSM eingesetzt werden. Radiotelemetrische Studien haben gezeigt, dass viele Individuen des Kammmolchs – die empfindlichste der hier untersuchten Arten (Abbildung 4.1-3 und Abbildung 4.1-3) – sich nicht weit weg vom Gewässer entfernen. In einer Studie entfernten sich 64% der Individuen nicht weiter als 20 m vom Weiher (Jehle & Arntzen, 2000).

Das Modell für Einzelpopulationen hat den Schritt vom Individuum hin zur Population erlaubt, während das Modell für Metapopulationen die Untersuchung eines Verbunds von Populationen ermöglicht. Auf Ebene der Metapopulation hat die Sensitivitätsanalyse ergeben (Tabelle 4.1-1), dass die Vergrösserung der Metapopulation durch die Anlage zusätzlicher Weiher (welche über geeigneten Landlebensraum verfügen müssen) relativ gesehen die vorteilhafteste Managementoption ist zur Steigerung der Lebensfähigkeit einer Metapopulation. Die Methoden des Weiherbaus sind in der Praxis des Amphibienschutzes gut bekannt, so dass diese Massnahme einfach umsetzbar ist, sofern geeignete Flächen zur Verfügung gestellt werden. An zweiter Stelle kommt der Schutz eines Teils der Metapopulation bzw. der von ihr bewohnten Landschaft vor PSM-Effekten (Abbildung 4.1-3). Dies könnte beispielsweise dadurch erreicht werden, dass ein (stark) reduzierter Einsatz von PSM auf Flächen im Areal der Metapopulation unterstützt wird. An dritter Stelle kommt der Schutz der terrestrischen Lebensstadien durch Massnahmen, welche die PSM-Mortalität reduzieren. Als Alternative bzw. Zusatzmassnahme könnte es sich hier lohnen, geeignete Kleinstrukturen in der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu fördern, welche einen Schutz vor PSM bieten: ein Beispiel wären Hecken, welche auch als Schutz vor Drift von PSM gepflanzt werden oder Holzhaufen; vgl. Resultate von Einzelpopulationen. An vierter Stelle kommt der Schutz der aquatischen Stadien vor PSM-Effekten durch die Reduzierung des Eintrags in die Gewässer. Zusammenfassend zeigen die Resultate der Sensitivitätsanalyse die relative Effektivität verschiedener Massnahmen auf: alle Massnahmen können positive Effekte auf die Lebensfähigkeit einer Metapopulation zeitigen, und der relative Gesamtvorteil hängt von den zur Verfügung stehenden, umsetzbaren Handlungsoptionen ab (Spalten in Tabelle 4.1-1).

Amphibienpopulationen sind in Agrarökosysteme eingebettet, wo sie mit a-/biotischen Faktoren interagieren. Folgend sollen einige Aspekte erwähnt werden, welche eine noch realistischere Sicht auf Risikomanagementmassnahmen erlauben, auch wenn zurzeit die entsprechende ökologische und ökotoxikologische Wissenslage lückenhaft ist. Der Fokus der in diesem Teilprojekt vorgestellten Analysen lag auf einzelnen Amphibienpopulationen beziehungsweise -metapopulationen. In den meisten Agrarlandschaften koexistieren jedoch mehrere Amphibienarten, welche zudem eine unterschiedliche PSM-Sensitivität aufweisen können: wie ist mit dieser «Komplikation» umzugehen? Eine intuitive, einfache Lösung wäre, Risikomanagementmassnahmen nach dem schwächsten Glied der Lebensgemeinschaft auszurichten (vgl. Abbildung 4.1-5 und Abbildung 4.1-6). Tatsächlich lässt sich wohl für mehrere koexistierende Arten aber keine allgemeingültige fachliche Antwort liefern. Vielmehr wird das Management solcher Agrarlandschaften von Techniken aus der «Decision Analysis» profitieren, wo übergreifende Ziele, verfügbare Strategien und limitierende Faktoren miteinander verknüpft werden, um landschaftsspezifische optimale Lösungen herauszuschälen (z.B. Bozzuto et al. 2020; O'Donnell et al. 2017).

Die Einbettung von Amphibienarten in Agrarökosystemen bedeutet weiter, dass auch indirekte PSM-Effekte auf Amphibienpopulationen zu erwarten sind. Beispielsweise hat die Sensitivitätsanalyse ergeben, dass die Stärke der larvalen Dichteabhängigkeit ein nicht zu vernachlässigender Faktor sein könnte. Weil diese Dichteabhängigkeit vor allem über ein limitiertes Futterangebot ausgelöst wird, könnten PSM zusätzlich über diese Ressource indirekt die larvale Überlebens- oder Metamorphose-Wahrscheinlichkeit senken (Brock et al. 2000; Wilbur, 1977). Larven sind aber auch eine wichtige Nahrungsquelle für verschiedene aquatische Organismen wie beispielsweise Libellen- oder Käferlarven. PSM-Effekte könnten folglich wiederum indirekt über den Einfluss auf die Amphibienlarven einen Effekt auf deren Räuber haben, welche prinzipiell auch negative PSM-Effekte erfahren könnten. Vorerst wird wohl die detaillierte Untersuchung solcher Lebensgemeinschaften in Agrarlandschaften unerreichbar bleiben. Für fragmentierte Landschaften sind kürzlich zwar vermehrt wertvolle Methoden vorgestellt worden, um die Dynamik von Meta-Lebensgemeinschaften zu untersuchen (z.B. Chase et al. 2020). Aufgrund der benötigten Informationen bzw. Daten wird es vorerst sinnvoll bleiben, beispielsweise das oben vorgestellte Metapopulationsmodell für die verschiedenen Amphibienarten in einer Landschaft zu parametrisieren und die Unsicherheiten, welche bezüglich der a-/biotischen Interaktionen bestehen, wiederum mithilfe von Techniken aus der «Decision Analysis» zu verarbeiten (z.B. Bozzuto, 2020).

Die Ergebnisse von Ockleford et al. (2018) und die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die Veränderung der Landschaftsstrukturen eine Risikomanagementmassnahme sein kann. Bei Ockleford et al. (2018) wurde der Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Grösse und Dauer des Effektes anhand eines wesentlich komplizierteren Modells gezeigt. Die oben vorgestellten Resultate zeigen anhand einfacher Modelle zwei Möglichkeiten, die Lebensfähigkeit der Metapopulationen zu erhöhen: erstens durch Erhöhung der Gesamtzahl an Gewässer-Landhabitat-Paaren, zweitens durch Erhöhung des vor PSM geschützten Anteils der Gewässer-Landhabitat-Paare. Eine amphibienfreundliche Veränderung der Landschaft könnte eine neue gangbare Risikomanagementmassnahme werden, welche möglicherweise über bestehende Instrumente wie BFF umsetzbar ist.

4.2 Modell-basierte Szenarien der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien und Wirkung von Risikominderungsmaßnahmen

Giovanni Vimercati, Benedikt R. Schmidt

Populationsmodelle sind ein nützliches Werkzeug, um die Wirkung von PSM auf Populationen und Metapopulationen von Amphibien abschätzen zu können (Awkerman et al. 2020). Während es vergleichsweise einfach ist, die Wirkung von PSM auf einzelne Individuen empirisch zu untersuchen, sind empirische Studien zur Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) auf Populationen, besonders wenn sie im Feld stattfinden sollen, nur mit grossem Aufwand machbar (Böll et al. 2013). Hingegen können Modelle dazu verwendet werden, die Effekte von RMM mindestens in Form von Szenarien (von welchen RMM ist mehr Wirkung zu erwarten?) zu beschreiben und so Empfehlungen zu machen.

In Kapitel 4.1 dieses Berichts wurden Modelle für Populationen und Metapopulationen von Amphibien beschrieben. Diese Modelle sind aufgrund der gewählten mathematischen Methoden sehr generell. In diesem Kapitel wird ein neues Modell verwendet, um auf dem Modell in Kapitel 4.1 aufbauend verfeinerte Aussagen machen zu können. Das Modell lehnt sich eng an das von Vimercati et al. (2017) publizierte Populationsmodell an, welches u.a. verwendet wurde, um Strategien zur Bekämpfung invasiver Amphibien zu evaluieren (Vimercati et al. 2021). Das Modell hat zwei wichtige Eigenschaften. Es ist ein Modell für eine räumlich strukturierte Amphibienpopulation (d.h. eine Metapopulation). Um diese Struktur abzubilden, wurde das Netzwerk der Amphibienpopulationen im Aargauer Aaretal verwendet (d.h., die räumliche Konfiguration der ALG; siehe Moor et al. 2022). Weiter hat das Modell in jeder einzelnen Population eine explizite Demographie mit allen Lebensstadien der Amphibien. Dies bedeutet, dass man z.B. in einem Teil der Populationen durch PSM-ausgelöste Mortalität simulieren kann während in anderen Populationen keine solche Mortalität auftritt. Oder man kann durch PSM ausgelöste Mortalität bei Kaulquappen modellieren, während es bei den terrestrischen Lebensstadien der Amphibien keine solche Mortalität gibt. Das Modell weist daher eine grosse Flexibilität auf. Details zu den Modellrechnungen und deren Validierung werden in einer wissenschaftlichen Fachpublikation publiziert (Vimercati & Schmidt, Manuskript in Vorbereitung; die wissenschaftlichen Manuskripte durchlaufen einen Begutachtungsprozess. Im Rahmen dieses Prozesses können Datenanalysen und Aussagen verändert werden.). Hier beschränken wir uns auf die Zusammenfassung des methodischen Vorgehens und auf die Interpretation der Ergebnisse. Die Modellstruktur ist aber im Wesentlichen die von Vimercati et al. (2017), wurde hier aber für die Kreuzkröte und mit dem Netzwerk der ALG des Aargauer Aaretals parametrisiert.

Wir gehen zunächst der Frage nach, ob die durch PSM verursachte Sterblichkeit in den aquatischen Lebensstadien stärkere Auswirkungen auf die Populationsgrösse der Metapopulation (die Anzahl Individuen, die in der Metapopulation leben) hat als die Sterblichkeit in den terrestrischen Stadien (Jungtiere und Erwachsene). Anschließend bewerten wir die Auswirkungen von potentiellen RMM. Insbesondere (i) bewerten wir die Auswirkungen einer Vergrößerung der Teiche (d. h. der Tragfähigkeit der Populationen) und der Aufnahme neuer Teiche in die Metapopulation, und (ii) fragen wir, ob und wie sehr es der Metapopulation zu Gute kommt, wenn ein Anteil der Teiche von einer PSM-freien Landwirtschaft umgeben ist.

Aufgrund der Empfehlung des EFSA-Gremiums für PSM und ihre Rückstände (Ockleford et al. 2018) verwenden wir die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) als Fokusart. Diese Art kommt häufig in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, einschließlich landwirtschaftlicher Felder, vor (Miaud und Sanuy 2005, Kapitel 4.4) und wurde in vielen europäischen Ländern auf die Rote Liste gesetzt (Dufresnes und Perrin 2015), da ein Rückgang der Populationen beobachtet wurde (Cruickshank et al. 2016). Wir glauben, dass die Ergebnisse dieser Modellierung dazu beitragen, RMM besser beurteilen zu können.

4.2.1 Methoden

Das Modell wurde mit Schätzwerten für die Kreuzkröte parametrisiert. Der Lebenszyklus ist gleich wie der, der in Abbildung 4.2-1. dargestellt wird: dort sind auch die einzelnen Lebensstadien dargestellt. Die Werte konnten teilweise aus früheren Populationsmodellen für die Art oder aus anderer Fachliteratur über die Art übernommen werden (Stevens & Baguette 2008 Di Minin & Griffiths 2011, Sinsch 1998), ansonsten wurden sie fachgutachterlich bestimmt.

Das Modell simuliert die Dynamik einer räumlich strukturierten Population in dreissig Jahres-Schritten (Grundlage dafür bildete das Netzwerk der ALG im Aargauer Aaretal). Dabei wurde zuerst während zehn Jahren eine Dynamik ohne Einfluss von PSM simuliert. Dann wurden Wirkungen von PSM simuliert, wo beispielsweise die Mortalität der Kaulquappen proportional erhöht wurde. Dies geschah in der Simulation während zehn Jahren. Anschliessend wurde wieder die ursprüngliche Situation simuliert, also keine weitere Mortalität durch PSM. Dies erlaubte zu beobachten, wie sich die Population wieder erholt.

In den Szenarien wurden jeweils unterschiedlich hohe, durch PSM ausgelöste, Mortalität angenommen, da keine im Freiland gemessenen Werte bekannt sind. In Labor- und Mesokosmos-Studien haben zugelassene PSM teilweise sehr hohe Mortalität ausgelöst (bis 100%, Relyea 2005, Brühl et al. 2013, Wagner & Viertel 2016). Die Modelle wurden mit unterschiedlichen, durch PSM ausgelösten, zusätzlichen Mortalitäten gerechnet (zusätzlich zur natürlichen Mortalität). Andere Effekte von PSM, wie etwa Missbildungen (Wagner & Viertel 2016), wurden nicht berücksichtigt, aber es kann davon ausgegangen werden, dass auch diese zu Mortalität führen.

Die Kurven in den Abbildungen können auf zweierlei Art gelesen werden. Einerseits zeigen sie, wie stark sich die Populationsgrösse verringert, wenn die Mortalität z.B. im Kaulquappenstadium um 10% oder 20% vergrössert wird. Man kann die Linien aber auch anders lesen: Wenn wir annehmen, dass PSM aktuell die Mortalität um 20% erhöhen, wie gross wäre der Effekt, wenn die Mortalität dank RMM nur noch um 10% erhöht wäre?

Die Resultate der Modelle beruhen auf Annahmen, die bei Modellen immer gemacht werden müssen (wie z.B. auch bei einem zweidimensionalen Landschaftsmodell einer Karte). Die Resultate sollten nicht als exakte Prognosen betrachtet werden, sondern als Szenarien: Welche Effekte von PSM haben welche Wirkung und welche RMM tragen zum Schutz der Amphibien in der Agrarlandschaft bei?

4.2.2 Resultate

Zuerst wurde untersucht, wie sich durch PSM ausgelöste Mortalität bei Eiern und Kaulquappen im aquatischen Lebensraum auf die Population auswirkt. Dann wurde dies für Mortalität bei Juvenilen und Adulten im terrestrischen Lebensraum angeschaut und zuletzt ein Szenario mit durch PSM ausgelöster Mortalität in beiden Lebensräumen. Die Simulation zeigte, dass eine proportional gleiche Erhöhung der Mortalität im aquatischen Lebensraum eine geringere Auswirkung auf die Populationsgrösse hat als erhöhte Mortalität im Landlebensraum LLR (Abbildung 4.2-1).

Simulationen der durch PSM ausgelöste Mortalität in beiden Lebensräumen zeigten eine Reduktion der Populationsgrösse, die etwas stärker war als diejenige, welche nur durch zusätzliche Mortalität im LLR ausgelöst wurde (Abbildung 4.2-2). Weil die temporären Weiher, in welchen die Kaulquappen der Kreuzkröte leben, oft vor Ende der Kaulquappenphase austrocknen, gibt es oft sehr hohe Mortalität (bis zu 100 % in regenarmen Jahren). Hier nicht gezeigte Simulationen weisen darauf hin, dass derartige Mortalität die Populationsgrösse reduziert, also das «100 %» in den Grafiken reduziert wird.

Erhöhte Mortalität im Landlebensraum führte zu einer Reduktion der Populationsgrösse. Dies war auch dann zu beobachten, wenn die Mortalität nur die Juvenilen betraf (Abbildung 4.2-3).

Die Grösse eines Weihers hat einen grossen Einfluss auf die Grösse der Population, denn ein grösserer Teich stellt mehr Ressourcen zur Verfügung und reduziert den Dichtestress. Die Abbildung 4.2-4 zeigt die Wirkung auf die Populationsgrösse, wenn ein Teil der Gewässer vergrössert wird (d.h. die Fläche der einzelnen Gewässer wird grösser). Die Vergrösserung führt zu einem starken Anstieg der Populationsgrösse.

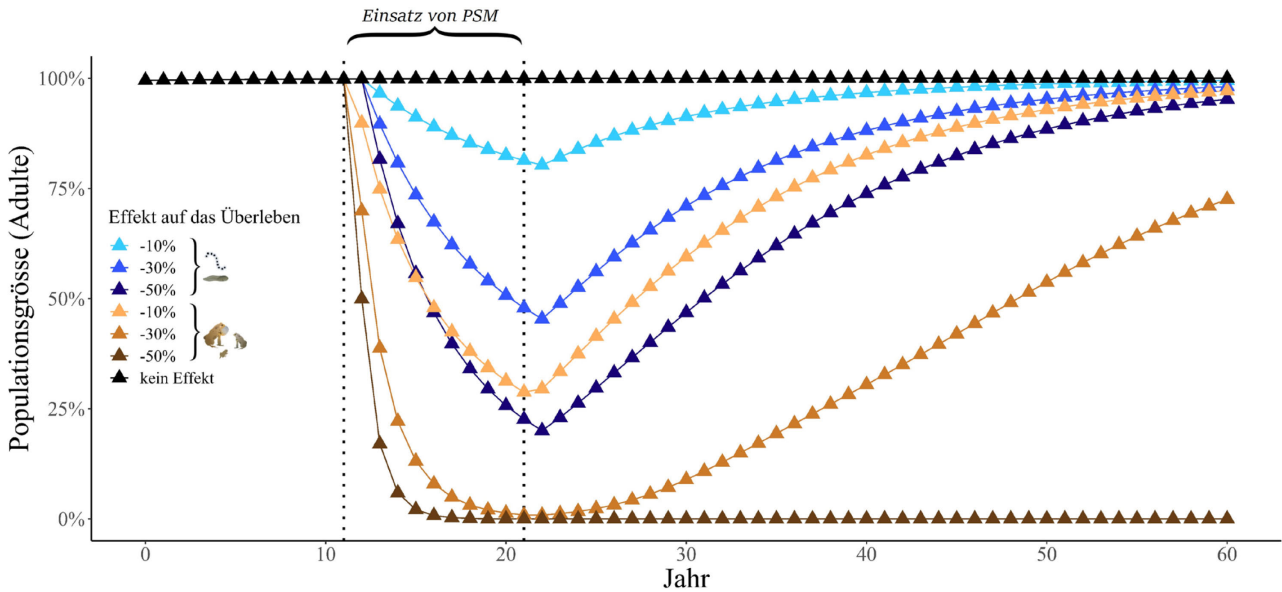


Abbildung 4.2-1: Ergebnisse der Simulation. Die schwarzen Dreiecke zeigen die Populationsgrösse für das Szenario, in welchem es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Die blauen Linien zeigen die Populationsgrösse an, wenn es durch PSM ausgelöste Mortalität im aquatischen Lebensraum gibt. Braune Linien zeigen Szenarien, in denen es durch PSM ausgelöste Mortalität im Landlebensraum gibt. Durch PSM ausgelöste Mortalität gibt es in den Jahren 11 bis 21. Die natürliche Mortalität wird proportional um 10% bis 50% vergrössert.

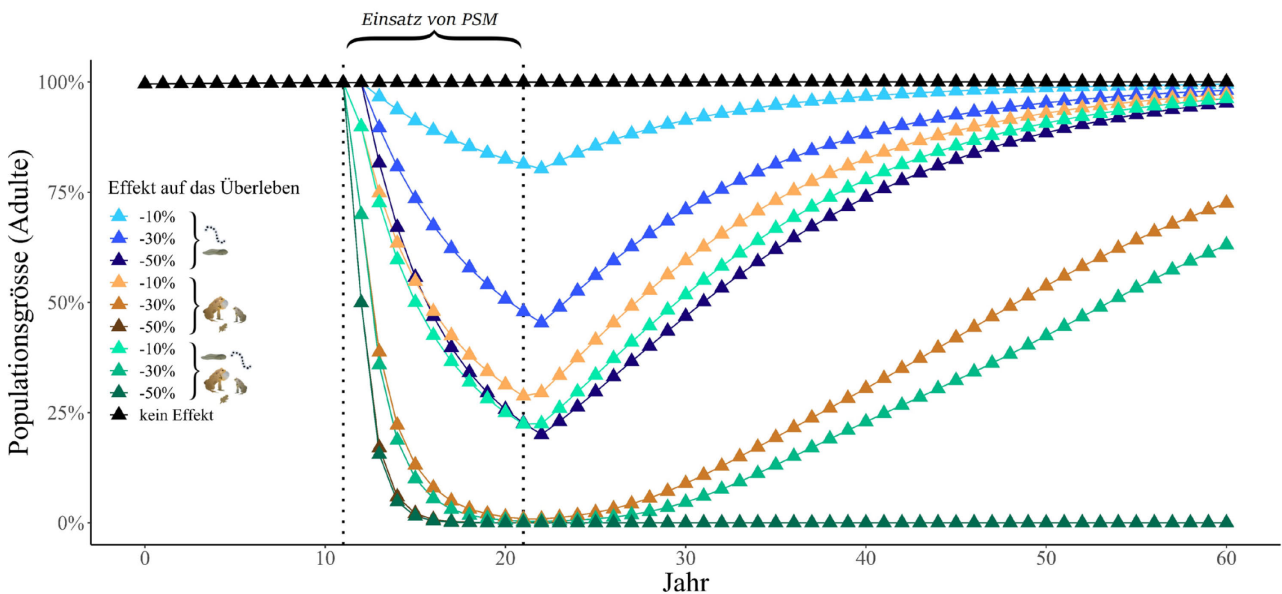


Abbildung 4.2-2: Ergebnisse der Simulation. Die schwarzen Dreiecke zeigen die Populationsgrösse an für das Szenario, in welchem es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Die blauen Linien zeigen die Populationsgrösse an, wenn es durch PSM ausgelöste Mortalität im aquatischen Lebensraum gibt. Braune Linien zeigen Szenarien, in denen es durch PSM ausgelöste Mortalität im Landlebensraum gibt. Grüne Linien zeigen Szenarien, in denen es durch PSM ausgelöste Mortalität im aquatischen und im Landlebensraum gibt. Durch PSM ausgelöste Mortalität gibt es in den Jahren 11 bis 21. Diese wird proportional um 10% bis 50% vergrössert.

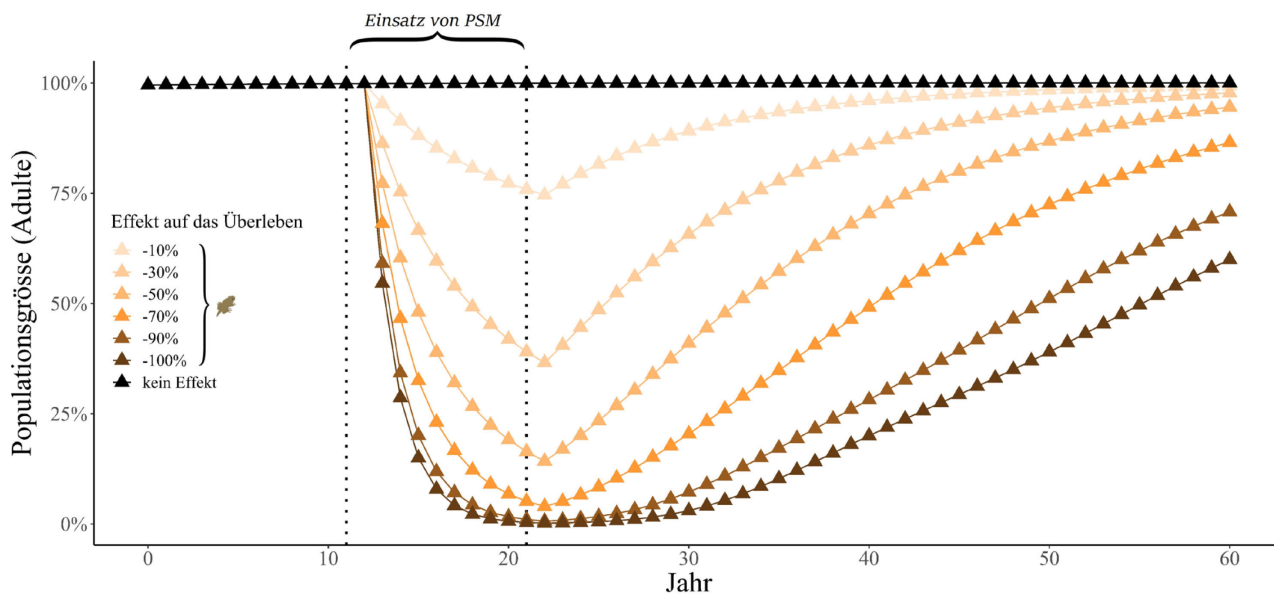


Abbildung 4.2-3: Ergebnisse der Simulation. Die schwarzen Dreiecke zeigen die Populationsgrösse an für das Szenario, dass es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Braune Linien zeigen Szenarien, in welchen es durch PSM ausgelöste Mortalität bei Jungtieren im Landlebensraum gibt. Durch PSM ausgelöste Mortalität gibt es in den Jahren 11 bis 21. Diese wird proportional um 10% bis 100% vergrössert.

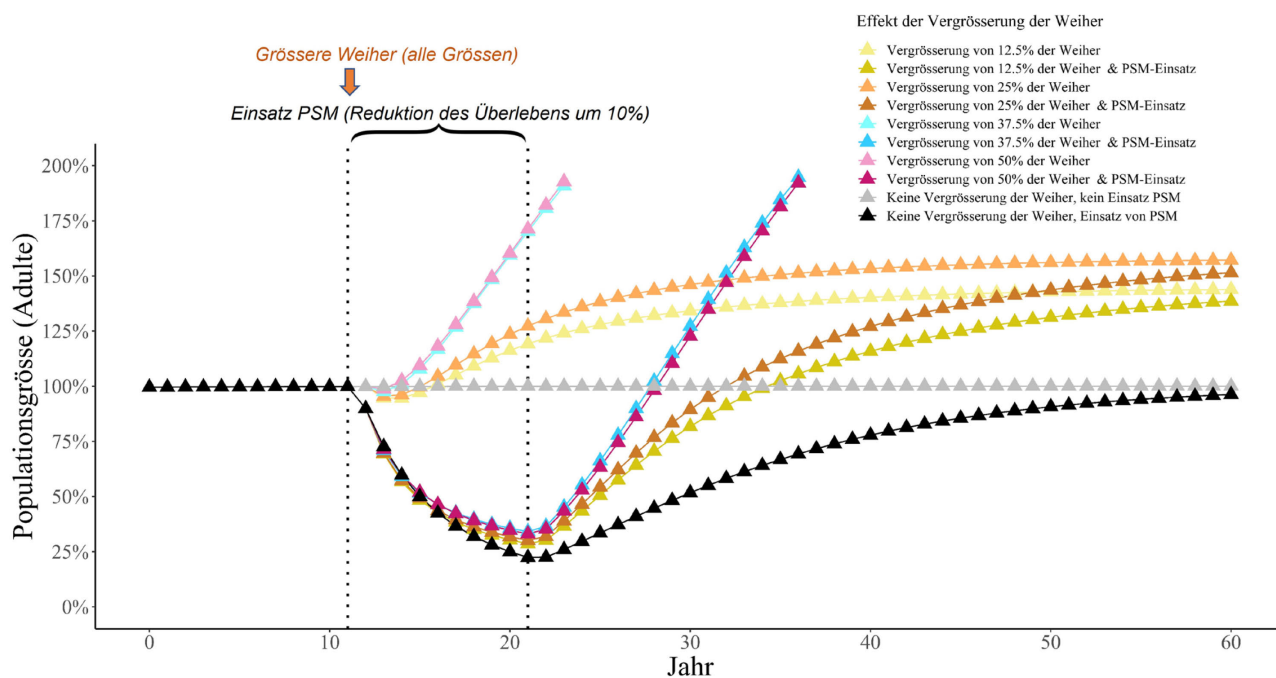


Abbildung 4.2-4: Ergebnisse der Simulation. Die schwarzen Dreiecke zeigen die Populationsgrösse an für das Szenario, in dem es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Die anderen Linien zeigen Szenarien, in welchen im Jahr 11 bei einem Anteil der Populationen die Grösse (Fläche) des Gewässers vergrössert wird, während gleichzeitig das PSM die Mortalität aller Lebensstadien um 10% erhöht.

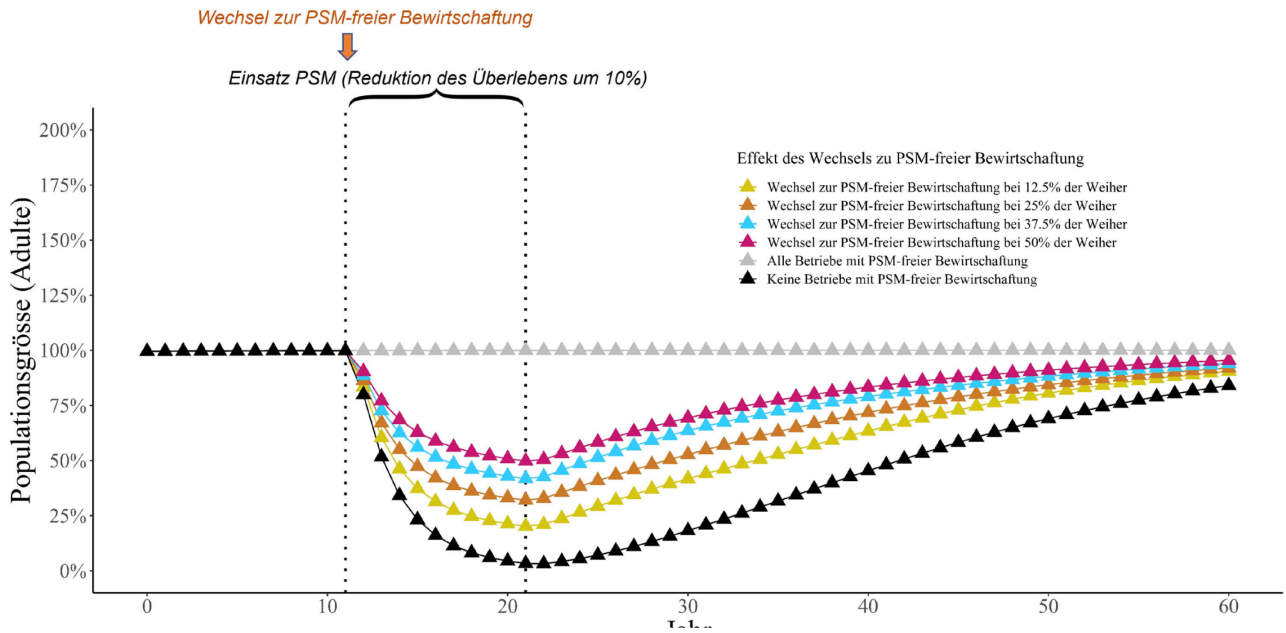


Abbildung 4.2-5: Ergebnisse der Simulation. Die grauen (in den ersten zehn Jahren verdeckt) Dreiecke zeigen die Populationsgrösse an für das Szenario, in dem es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Die anderen Linien zeigen Szenarien, in welchen ein Anteil der Gewässer keinen PSM ausgesetzt sind, beispielsweise durch Anpassungen der landwirtschaftlichen Praxis. In diesen Szenarien reduzieren PSM die Mortalität aller Lebensstadien um 10% (dort, wo weiterhin PSM eingesetzt werden).

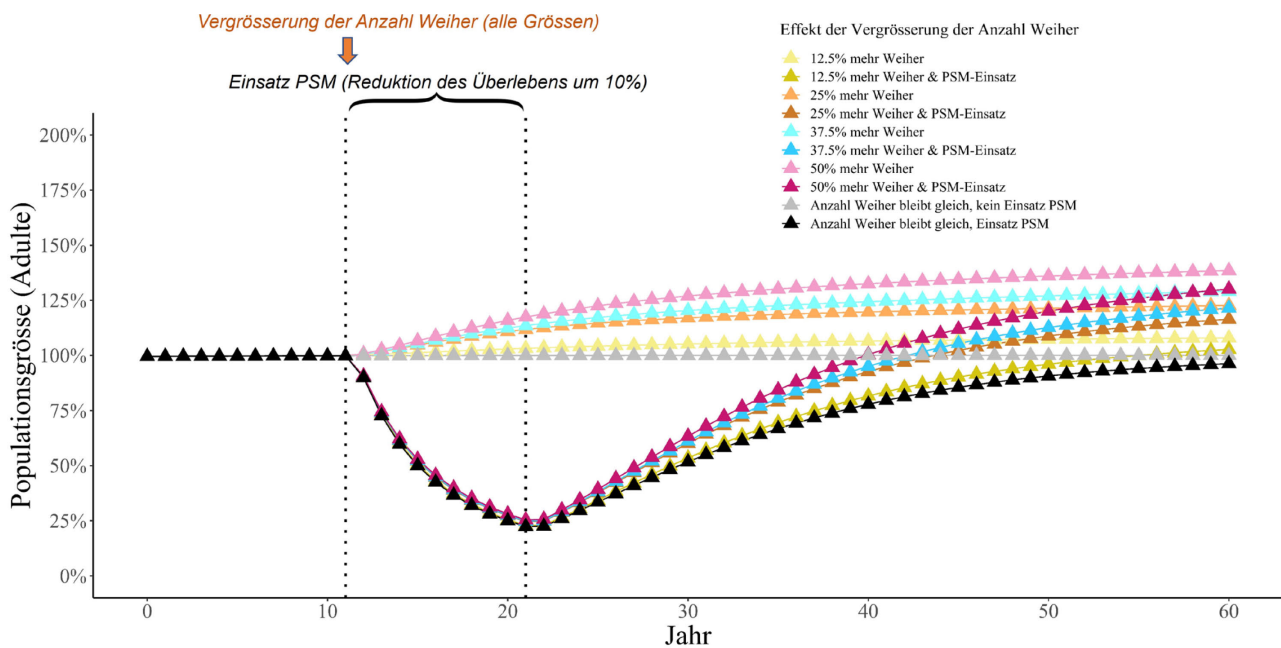


Abbildung 4.2-6: Ergebnisse der Simulation. Die grauen (in den ersten zehn Jahren verdeckt) Dreiecke zeigen die Populationsgrösse an für das Szenario, in dem es keine durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Diese Populationsgrösse wurde auf 100% gesetzt. Alle anderen Populationsgrössen werden als Prozent der «schwarzen» Populationsgrösse dargestellt. Die Linien zeigen an, wie sich die Populationsgrösse verändert, wenn im Jahr 11 die Anzahl Weiher in der Landschaft vergrössert wird, dies jeweils für ein Szenario mit und ohne Einsatz von PSM. In diesen Szenarien reduzieren PSM die Mortalität aller Lebensstadien um 10%.

Die Abbildung 4.2-5 zeigt Szenarien, wie sich die Populationsgrößen entwickeln, wenn im Umfeld des Gewässers auf einem Teil der Fläche keine PSM mehr eingesetzt werden. Durch diesen Wechsel gibt es bei einem Teil der Populationen keine durch PSM-ausgelöste Mortalität mehr und dadurch vergrößert sich die Population.

Die Abbildung 4.2-6 zeigt die Entwicklung der Populationsgröße, wenn die Anzahl Weiher in der Landschaft vergrößert wird (die neuen Weiher sind, wie die alten, PSM exponiert). Eine Vergrößerung der Anzahl Weiher lässt die Populationsgröße anwachsen und ist zusammen mit der Massnahme «Vergrößerung der Weiher» (bei gleichbleibender Anzahl ALG) eine Massnahme, welche durch PSM ausgelöste Mortalität nicht nur kompensiert, sondern die Population vergrößert. Der Anstieg ist langsam, da die neuen ALG erst besiedelt werden müssen.

4.2.3 Diskussion

Die Modelle bestätigen im Wesentlichen die Ergebnisse der Modellierungen, die in Kapitel 4.1 vorgestellt wurden. Das ist wichtig, denn hier wurde die Grösse der Population (d.h., die Anzahl aller Individuen in der Landschaft) modelliert während im Kapitel 4.1 die Lebensfähigkeit der Metapopulation untersucht wurde. Die Simulationen erlauben ausserdem zusätzliche Aussagen. Die Modelle zeigen klar, dass sich die Populationsgröße verringert, wenn die natürliche Mortalität der Amphibien durch PSM erhöht wird. Wenn die Mortalität hoch genug ist (z.B. Abbildung 4.2-2), dann erlöschen die Populationen in wenigen Jahren. Wenn der Einsatz von PSM beendet wird und somit die durch PSM ausgelöste Mortalität wegfällt, dann erholen sich die Populationen wieder. Ähnlich wie in Ockleford et al. (2018) ist es aber so, dass die Erholung Jahre oder eher Jahrzehnte dauert.

Bemerkenswert ist, dass die gleiche proportionale Erhöhung der Mortalität an Land weit stärkere Effekte auf die Populationsgröße hat als eine erhöhte Mortalität der aquatischen Lebensstadien. Dieser Effekt wird insbesondere dadurch hervorgerufen, dass erhöhte Mortalität bei Juvenilen einen sehr starken Effekt auf die Population hat; dies bestätigt, was bereits mehrfach beschrieben wurde (Kapitel 4.1, Petrovan & Schmidt 2019). Für RMM bedeutet dies, dass Massnahmen, welche die terrestrischen Stadien im LLR von PSM schützen, wesentlich wirksamer sind als diejenigen, welche die aquatischen Lebensstadien schützen. Dies gilt auch dann, wenn es bei einer Population sowohl im Wasser wie auch an Land durch PSM ausgelöste Mortalität gibt. Für die RMM bedeutet dies, dass Massnahmen, welche insbesondere die vom Weiher abwandernden Juvenile schützen, wichtig sind. Das können BFF-Typen wie Hecken oder BFF-Typen mit einem hohen Anteil an Kleinstrukturen wie Ast- und Steinhäufen sein.

Die grosse Bedeutung der terrestrischen Lebensstadien für die Populationsgröße bedeutet aber nicht, dass die aquatischen Stadien für RMM irrelevant sind. Grund dafür ist, dass hohe durch PSM ausgelöste Mortalität die Populationen zum Erlöschen bringen kann (Abbildung 4.2-1). Eine positive Wirkung auf die Populationen hat es, wenn im Umfeld eines Teils der Weiher keine Mortalität auslösenden PSM verwendet werden. Wesentlich wirksamer sind zwei andere Massnahmen (siehe auch Kapitel 4.1). Eine der Massnahmen ist die Vergrößerung der Gewässer. Die andere ist die Vergrößerung der Anzahl der Gewässer. Beide Massnahmen erlauben es, dass die Tragfähigkeit der Landschaft erhöht wird, so dass mehr Amphibien in der Landschaft leben können. Diese beiden Massnahmen erlauben es auch, durch PSM ausgelöste Mortalität sogar komplett zu kompensieren. Moor et al. (2022) konnten zeigen, dass eine starke Erhöhung der Anzahl ALG im Kanton Aargau zu einer Erholung der Bestände der meisten Amphibienarten geführt hat und dies trotz der Präsenz verschiedener Stressoren (intensive Forst- und Landwirtschaft, Urbanisierung, Strassenverkehr). Dies bestätigt letztlich die Aussagen der Modelle. Aber dennoch: Eine für Amphibien ideale Lösung ist immer eine Kombination der Massnahmen. Neue Gewässer sind gut, aber die Amphibien brauchen auch einen LLR. Eine Kombination aus Weiherbau und die Schaffung einer strukturreichen Landschaft (z.B. Hecken, Kleinstrukturen) würde die Amphibien am meisten fördern.

4.3 Neue Geoinformationen als Grundlage für den Schutz und die Förderung von Amphibien in der Agrarlandschaft

Gregory Churko, Erich Szerencsits, Annette Aldrich, Benedikt R. Schmidt

Amphibien haben unterschiedliche Ansprüche an die Umwelt. Einige Arten nutzen die Agrarlandschaft als Lebensraum, andere durchwandern sie bei ihrer Migration vom Landlebensraum (LLR) zum Amphibienlaichgewässer (ALG) oder bei Wanderungen zwischen den ALG. Die räumlichen Analysen liefern Grundlagen für den wirkungsvollen Schutz und die Förderung der Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft. Details zu den Modellrechnungen und deren Validierung werden in einer wissenschaftlichen Fachpublikation publiziert (Churko et al. eingereichtes Manuskript. Die wissenschaftlichen Manuskripte durchlaufen einen Begutachtungsprozess. Im Rahmen dieses Prozesses können Datenanalysen und Aussagen verändert werden.). Die Geodaten werden gleichzeitig mit diesem Bericht frei zugänglich im Internet bereitgestellt. Hier beschränken wir uns auf die Zusammenfassung des methodischen Vorgehens und auf die Interpretation der Ergebnisse.

4.3.1 Methodisches Vorgehen

Für die Berechnung der Habitateignungskarten von dreizehn Amphibienarten wurden nur Funde in Landlebensräumen aus den letzten 25 Jahren berücksichtigt, die in der nationalen Datenbank von info fauna karch erfasst sind (<http://www.infofauna.ch>; Schmidt und Zumbach 2019). Da die Mehrheit der Fundmeldungen von den ALG stammt, reduzierte das den Datenbestand auf rund 36'000 Meldungen (Tabelle 4.3-1).

Die Analysen wurden auch für Alpensalamander und Feuersalamander durchgeführt. Auf eine Darstellung und Interpretation der Ergebnisse für diese beiden Arten wird in diesem Rahmen aber verzichtet, da sich der Lebenszyklus stark unterscheidet. Der Alpensalamander ist lebendgebärend und der Feuersalamander setzt seine Larven in kleinen Bächen ab. Von den verbleibenden elf Arten ist bekannt, dass sie die Agrarlandschaften als Landlebensraum nutzen und die Datendichte wurde für die durchgeführten Berechnungen als ausreichend befunden.

Mit mehrskaligen Artverbreitungsmodellen (Zeller et al. 2014, Lee-Yaw et al. 2022) wurde die Eignung der Landlebensräume ermittelt. Da sich die Habitatansprüche der Arten stark unterscheiden, wurden die Analysen mit 22 erklärenden Variablen durchgeführt. Darunter waren die Landnutzung in 19 Klassen, die Höhe ü. M. und das Potenzial für Wasserakkumulation und für unzureichende Versickerung (Szerencsits et al. 2018).

Die resultierenden Habitateignungskarten bildeten die Basis, um die «Kostenmatrix» für die Wanderung durch die Landschaft zu gewichten. Mit «Kosten» ist die Schwierigkeit gemeint, ein Habitat zu durchwandern. Habitate mit guter Eignung verursachen auf der Wanderung geringe Kosten. Auf Basis dieser Kostenmatrix wurden für die einzelnen Arten die Verbreitungswahrscheinlichkeit zwischen den bekannten ALG berechnet. Verbindungen zwischen ALG, auf denen die Verbreitungswahrscheinlichkeit durchgehen hoch ist, können als potenziellen Wanderrouten betrachtet werden. Die Berechnungen wurden für die gesamte Schweiz und Liechtenstein durchgeführt. Die höchstgelegene Fundmeldung jeder Art mit zusätzlich 10 % der Höhe ü M wurde zur Höhenbegrenzung der Analyse im Bergland herangezogen.

Daten aus populationsgenetischen Studien wurden verwendet, um für jede Art die beste Karte der Wanderrouten und folglich das beste Artverbreitungsmodell auszuwählen.

Mit den Daten zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von 2021 (KGK-CGC 2022) wurde das PSM-relevante Kulturland ermittelt (Säle et al. 2022). Es wurden landesweit alle Flächen ausgewiesen, auf denen im Rahmen der Fruchtfolge der Einsatz von PSM möglich ist (Tabelle 4.3-2; Abbildung 4.3-1). Ausschlaggebend ist die Produktion gemäss DZV mit Einhaltung des ökologischen Leistungsnachweises. Biologische Bewirtschaftung und gesonderte Massnahmen mit PSM-Verzicht konnten nicht berücksichtigt werden, da die entsprechenden Geoinformationen zum Anbausystem und zum PSM-Einsatz fehlen.

Tabelle 4.3-1: Für die Modellierungen berücksichtigte Amphibienarten. Vier der untersuchten Arten sind stark gefährdet (EN = endangered), fünf gelten als verletzlich (VU = vulnerable) und vier Arten sind nicht gefährdet (LC = least concern) (Schmidt et al. 2023). Die Tabelle zeigt auch die maximale Höhe ü. M., auf der die Art gefunden wurde, die Anzahl der Fundmeldungen gesamt und die Anzahl der Fundmeldung in terrestrischen Habitaten in der Datenbank von info fauna karch.

| Name | Taxon | Code | Familie | Rote Liste 2023 (CH) | Max Höhe | Anzahl Funde (total) | Anzahl Funde (an Land) |
|---------------------|-------------------------------|------|----------------|----------------------|----------|----------------------|------------------------|
| Geburtshelferkröte | <i>Alytes obstetricans</i> | Alob | Alytidae | VU | 1665 | 4308 | 855 |
| Gelbbauchunke | <i>Bombina variegata</i> | Bova | Bombinatoridae | VU | 1297 | 6567 | 2110 |
| Erdkröte | <i>Bufo bufo</i> | Bubu | Bufoidea | LC | 2375 | 15981 | 5368 |
| Kreuzkröte | <i>Epidalea calamita</i> | Epca | Bufoidea | EN | 940 | 3105 | 880 |
| Laubfrosch | <i>Hyla arborea</i> | Hyar | Hylidae | VU | 883 | 3449 | 1253 |
| Bergmolch | <i>Ichthyosaura alpestris</i> | Ical | Salamandridae | LC | 2485 | 15815 | 4403 |
| Fadenmolch | <i>Lissotriton helveticus</i> | Lihe | Salamandridae | VU | 1480 | 4847 | 954 |
| Teichmolch | <i>Lissotriton vulgaris</i> | Livu | Salamandridae | EN | 1122 | 1263 | 387 |
| Springfrosch | <i>Rana dalmatina</i> | Rada | Ranidae | EN | 1117 | 969 | 321 |
| Grasfrosch | <i>Rana temporaria</i> | Rate | Ranidae | LC | 2827 | 25535 | 9485 |
| Alpensalamander | <i>Salamandra atra</i> | Saat | Salamandridae | LC | 2643 | 4518 | 4035 |
| Feuersalamander | <i>Salamandra salamandra</i> | Sasa | Salamandridae | VU | 2609 | 8648 | 5647 |
| Nördlicher Kammolch | <i>Triturus cristatus</i> | Trcr | Salamandridae | EN | 1115 | 1149 | 217 |

Tabelle 4.3-2: PSM-relevant sind Kulturen, wenn im Anbau im Rahmen der Fruchtfolge Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden dürfen (nach Säle et al. 2022, aktualisiert). Die Codes und Beschreibungen entsprechen der Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft DZV (Bundesrat 2013, Stand 2021).

| CODE | BESCHREIBUNG | CODE | BESCHREIBUNG |
|------|---|------|---|
| 501 | Sommergerste | 562 | Phacelia für die Samenproduktion (Vertragsanbau) |
| 502 | Wintergerste | 563 | Übrige Kulturen für die Samenproduktion (Vertragsanbau) |
| 504 | Hafer | 564 | Ackerschonstreifen Ölsaaten (Raps, Sonnenblumen, Lein) |
| 505 | Triticale | 565 | Ackerschonstreifen Getreide |
| 506 | Mischel Futtergetreide | 566 | Mohn |
| 507 | Futterweizen gemäss Sortenliste swiss granum | 567 | Safflor |
| 508 | Körnermais | 568 | Linsen |
| 509 | Reis | 569 | Mischungen von Ackerbohnen, Eiweisserbsen und Lupinen zu Futterzwecken mit Getreide, mindestens 30 % Anteil Leguminosen bei der Ernte (zur Körnergewinnung) |
| 511 | Emmer, Einkorn | 571 | Ackerschonstreifen Körnerleguminosen (Ackerbohnen, Eiweisserbsen, Lupinen und Mischungen mit Code 569) |
| 512 | Sommerweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum) | 572 | Blühstreifen für Bestäuber und andere Nützlinge |
| 513 | Winterweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum) | 573 | Senf |
| 514 | Roggen | 574 | Quinoa |
| 515 | Mischel Brotgetreide | 590 | Sommerraps als nachwachsender Rohstoff |
| 516 | Dinkel | 591 | Winterraps als nachwachsender Rohstoff |
| 517 | Getreide für die Saatgutproduktion | 592 | Sonnenblumen als nachwachsender Rohstoff |
| 519 | Saatmais (Vertragsanbau) | 594 | Offene Ackerfläche, beitragsberechtigt (regions-spezifische Biodiversitätsförderfläche) |
| 521 | Silo- und Grünmais | 595 | Übrige offene Ackerfläche, nicht beitrags-berechtigt (regionsspezifische Biodiversitäts-förderfläche) |
| 522 | Zuckerrüben | 597 | übrige offene Ackerfläche, beitragsberechtigt |
| 523 | Futterrüben | 598 | übrige offene Ackerfläche, nicht beitrags-berechtigt |
| 524 | Kartoffeln | 601 | Kunstwiesen (ohne Weiden) |
| 525 | Pflanzkartoffeln (Vertragsanbau) | 602 | Übrige Kunstwiese, beitragsberechtigt (z.B. Schweineweide, Geflügelweide) |
| 526 | Sommerraps zur Speiseölgewinnung | 631 | Futterleguminosen für die Samenproduktion (Vertragsanbau) (Rot-/Weissklee, Luzerne, Esparsette) |
| 527 | Winterraps zur Speiseölgewinnung | 632 | Futtergräser für die Samenproduktion (Vertragsanbau) |
| 528 | Soja | 633 | Übrige Futterpflanzen für die Samenproduktion (Vertragsanbau) |
| 531 | Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung | 701 | Reben |
| 532 | Hanf (THC-arme Sorten nach BLW-Sortenliste) | 702 | Obstanlagen (Äpfel) |
| 533 | Hanf (andere Sorten) | 703 | Obstanlagen (Birnen) |
| 534 | Lein | 704 | Obstanlagen (Steinobst) |
| 535 | Hanf (nur Sorten nach BLW- und EU-Sorten-katalog) | 705 | Mehrjährige Beeren |
| 536 | Ackerbohnen zu Futterzwecken | 706 | Mehrjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen |
| 537 | Eiweisserbsen zu Futterzwecken | 707 | Mehrjährige nachwachsende Rohstoffe (Chinaschilf, usw.) |
| 538 | Lupinen zu Futterzwecken | 708 | Hopfen |

| | | | |
|-----|--|-----|--|
| 539 | Oelkürbisse | 709 | Rhabarber |
| 541 | Tabak | 710 | Spargel |
| 542 | Hirse | 711 | Pilze (Freiland) |
| 543 | Getreide siliert | 712 | Christbäume |
| 544 | Leindotter | 713 | Baumschule von Forstpflanzen ausserhalb der Forstzone |
| 545 | Einjährige Freilandgemüse (ohne Konservengemüse) | 714 | Ziersträucher, Ziergehölze und Zierstauden |
| 546 | Freiland-Konservengemüse | 715 | Übrige Baumschulen (Rosen, Früchte, usw.) |
| 547 | Wurzeln der Treibzichorie | 718 | Trüffelanlagen |
| 548 | Buchweizen | 719 | Maulbeerbaumanlagen (Fütterung Seidenraupen) |
| 549 | Sorghum | 721 | Mehrjährige gärtnerische Freilandkulturen (nicht im Gewächshaus) |
| 551 | Einjährige Beeren (z.B. Erdbeeren) | 722 | Baumschule von Reben |
| 552 | Einjährige nachwachsende Rohstoffe (Kenaf, usw.) | 731 | Andere Obstanlagen (Kiwis, Holunder, usw.) |
| 553 | Einjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen | 735 | Reben (regionsspezifische Biodiversitätsförderfläche) |
| 554 | Einjährige gärtnerische Freilandkulturen (Blumen, Rollrasen, usw.) | 797 | übrige Flächen mit Dauerkulturen, beitragsberechtigt |
| 555 | Ackerschonstreifen | 798 | übrige Flächen mit Dauerkulturen, nicht beitragsberechtigt |
| 556 | Buntbrache | 806 | Gemüsekulturen in geschütztem Anbau ohne festes Fundament |
| 557 | Rotationsbrache | 807 | Übrige Spezialkulturen in geschütztem Anbau ohne festes Fundament |
| 558 | Grünbrache (nur 1999) | 808 | Gärtnerische Kulturen in geschütztem Anbau ohne festes Fundament |
| 559 | Saum auf Ackerfläche | 849 | übrige Kulturen in geschütztem Anbau ohne festes Fundament, nicht beitragsberechtigt |
| 561 | Rübsen für die Samenproduktion (Vertragsanbau) | | |

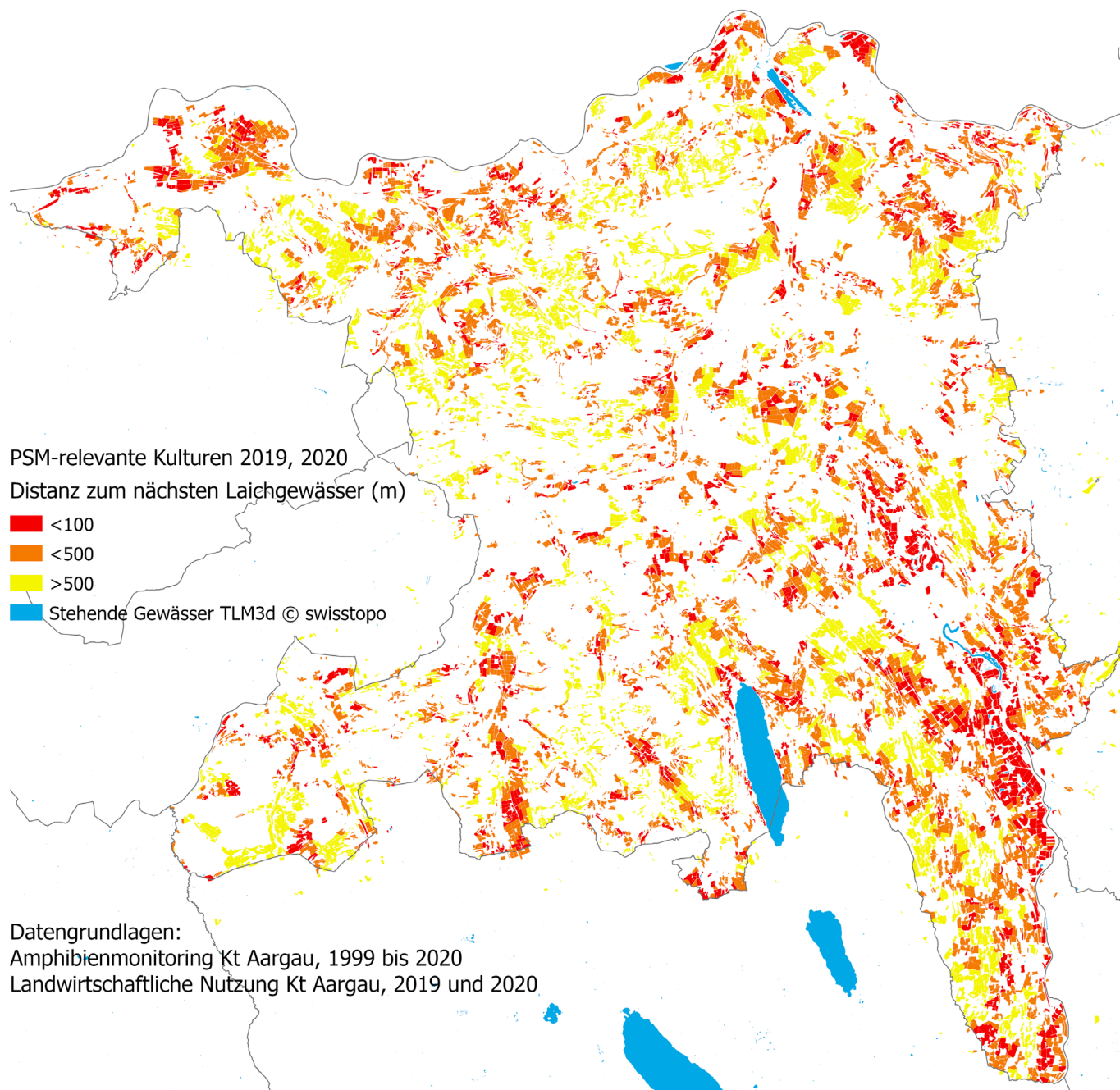


Abbildung 4.3-1: Die Abbildung zeigt die landwirtschaftlichen Nutzflächen, auf denen im Kanton Aargau in den Jahren 2019 oder 2020 eine pflanzenschutzmittelrelevante Kultur angebaut wurde. Farblich abgestuft ist die Distanz von der Parzelle um nächsten Laichgewässer des kantonalen Amphibienmonitorings.

4.3.2 Interpretation und Anwendung der Ergebnisse in der Praxis

Für Experten, Planer und Entscheidungsträger und auch für Interessierte aus der Praxis stellen wir teils parzellenscharfe, schweizweite Planungsgrundlagen zur Verfügung. Die Karten zeigen die Eignung des Landlebensraums für die Amphibien und potenzielle Wanderrouten zwischen den ALG. Für Planungen und Projekte können diese mit den Perimetern der ALG ergänzt werden. Die entsprechenden Daten können aus dem nationalen Datenzentrum info fauna karch abgefragt werden (<http://www.infofauna.ch>). Auf Basis der nationalen Übersicht kann man artspezifisch auf lokaler Ebene die geeigneten RMM wählen und standortspezifisch anpassen. Dazu sollten Personen aus Verwaltung und Praxis mit Expertinnen und Experten vom Naturschutz zusammenarbeiten.

Die Karten der potenziellen Wanderrouten müssen für jede Art gesondert interpretiert werden. Bei den Analysen wurde in einem aufwändigen Verfahren für jede einzelne Art das beste Habitategignungsmodell der Landlebensräume ausgewählt. Das hat zur Folge, dass die Skalen der Verbreitungswahrscheinlichkeit zwischen den Arten unterschiedlich sind (Abbildung 4.3-2 - Abbildung 4.3-12).

Die Anlage zusätzlicher ALG ist eine Erfolgsgeschichte für den Artenschutz (Moor et al. 2022). Bei der Planung der ökologischen Infrastruktur für die Amphibien gilt es, die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, dass die Tiere einen neuen Lebensraum besiedeln. Man unterscheidet bei Amphibien zwischen Wanderungen von ALG zu ALG und den saisonalen Wanderungen zwischen ALG und Landlebensraum (Cayuela et al. 2020). Da die Wanderrouten zwischen den ALG auf Basis der Habitategignung der Landlebensräume berechnet wurden, ist davon auszugehen, dass sich diese Routen mit den saisonalen Wanderungen bis zu einem gewissen Mass überlagern und dass sie im direkten Umfeld der ALG nahezu deckungsgleich sind. Jeder Landlebensraum liegt zwischen mehr oder weniger gut erreichbaren ALG. Wenn Tiere, oder deren Nachkommen im Folgejahr ein anderes Laichgewässer aufsuchen, können sie für genetischen Austausch mit anderen Populationen sorgen. Dabei navigieren die Tiere nicht strikt entlang von Idealrouten und es wird nicht immer möglich sein, neue ALG auf der für die Tiere idealen Linie zwischen zwei ALG anzulegen. Deswegen haben wir die Wanderrouten nicht als Linien, sondern als Rasterdateien dargestellt (Abbildung 4.3-2 - Abbildung 4.3-12). Die RMM auf den Wanderrouten müssen artspezifisch und lokal angepasst werden. Da saisonale Migration und Wanderungen von ALG zu ALG unterschiedliche ökologische Prozesse sind, die durch unterschiedliches Verhalten gesteuert werden (Cayuela et al. 2020), sind nicht unbedingt die gleichen RMM sinnvoll.

Die Karte der PSM-relevanten Kulturen (Abbildung 4.3-1) zeigt deren Verteilung und Dichte im Umfeld der ALG. Wenn die PSM-relevanten Kulturen zusätzlich mit den Karten der Verbreitungsmodelle kombiniert werden, erhält man Hinweise, wo die Tiere möglicherweise exponiert werden, wenn PSM während der saisonalen Wanderungen und Laichzeiten ausgebracht werden. Einschliesslich offener Ackerflächen, Obstbau und Rotationsgrünland gibt es in der Schweiz gemäss Landnutzungserhebungen von 2021 über 412'000 Hektaren PSM-relevante Flächen. Davon machen die Parzellen, die als geeigneter Lebensraum für mindestens eine Art gelten und innerhalb von 200 m von einem ALG liegen, rund 4 % aus (15 % liegen innerhalb von 500 m). 35 % dieser Flächen liegen auf Ausbreitungsrouten mit hoher Konnektivität zwischen den Laichgewässern. Die räumliche Verteilung der potenziellen PSM-Exposition variiert jedoch stark mit der geografischen Lage und weist eine deutliche Tendenz zum Flachland auf. Im Kanton Aargau zum Beispiel, wo 10 unserer 11 untersuchten Arten vorkommen, sind diese Zahlen deutlich höher: Im Umkreis von 200 m um die ALG gelten 10 % als geeignete Lebensräume (39 % im Umkreis von 500 m), und 59 % der PSM-relevanten Flächen liegen auf potenziellen Ausbreitungskorridoren. Die stark gefährdete Kreuzkröte (Schmidt et al. 2013) hat einen besonders hohen Anteil PSM-relevanter Kulturen im Landlebensraum und im Umfeld der ALG (Tabelle 4.3-3). Diese Information kann dazu dienen, Prioritäten bei der Umsetzung von RMM zu definieren.

Für einige Arten wie Grasfrosch und Erdkröte lassen sich die Zeiträume der Wanderungen zu und der Aufenthalt bei den ALG relativ gut voraussagen (Peer et al. 2021). Für wichtige Pflanzenkrankheiten gibt es seit geraumer Zeit Prognosemodelle, die auf Basis von Meteodaten die Bauern über mögliche Ausbreitung von Pathogenen informieren und entsprechende Massnahmen empfehlen (Musa et al. 2007). Durch die Kombination dieser Grundlagen könnte ein integrales Informationssystem für den Pflanzenschutz den Schutzbedarf der Amphibien in die Empfehlungen für räumlich und zeitlich definierte Massnahmen einbeziehen.

Grasfrosch: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Grasfrosch
Rana temporaria
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

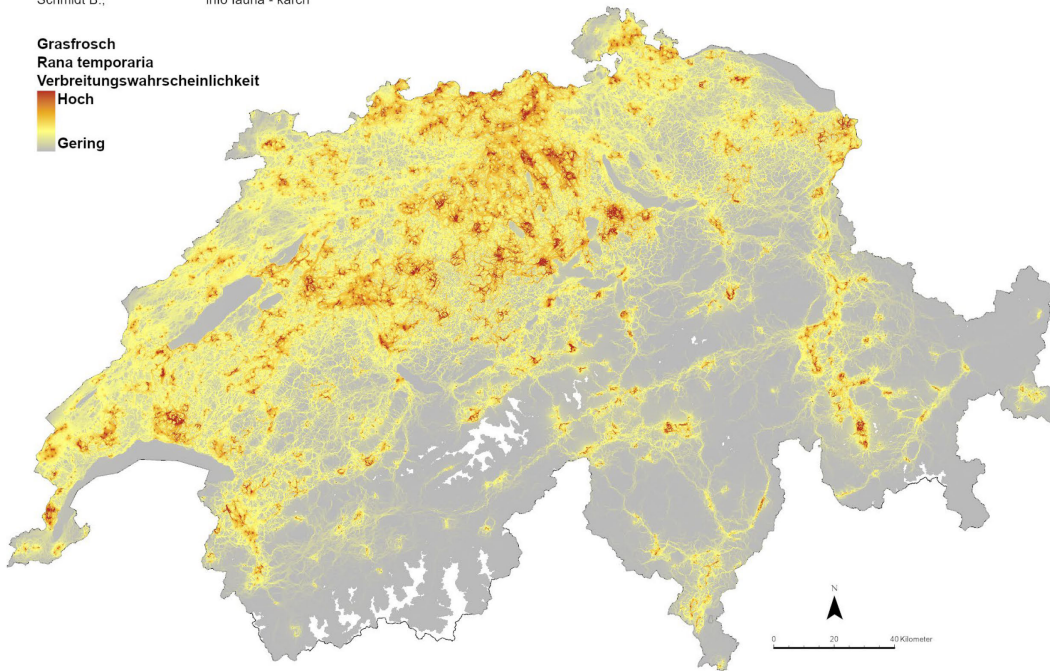


Abbildung 4.3-3: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für den Grasfrosch.

Springfrosch: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Springfrosch
Rana dalmatina
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

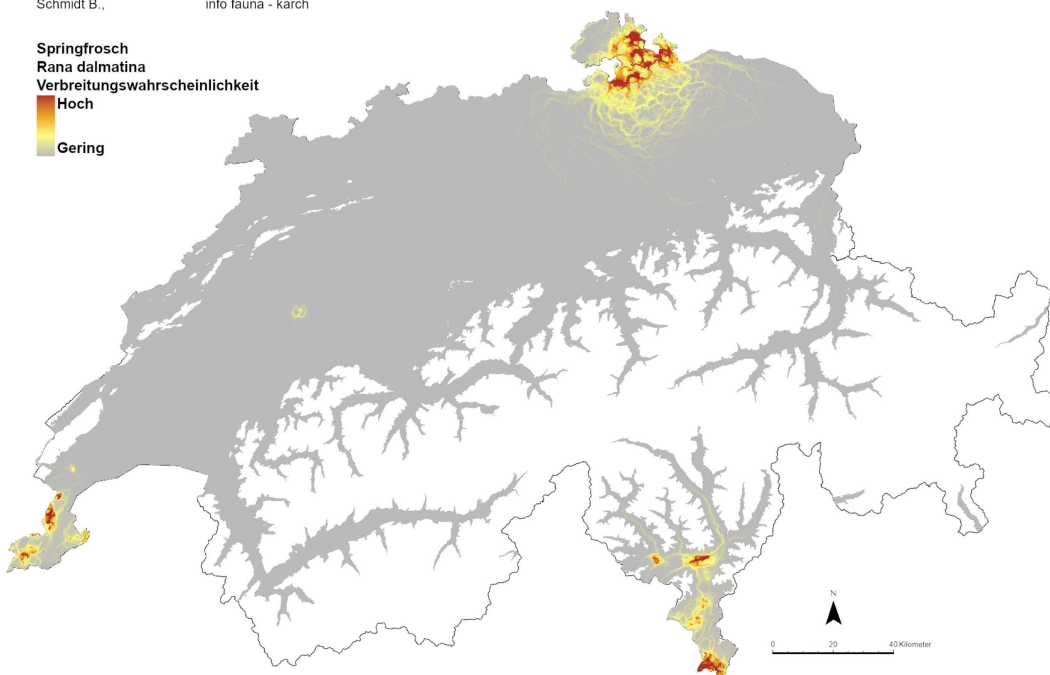


Abbildung 4.3-2: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für den Springfrosch.

Europäischer Laubfrosch: Potenzielle Wanderrouen zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Europäischer Laubfrosch
Hyla arborea
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

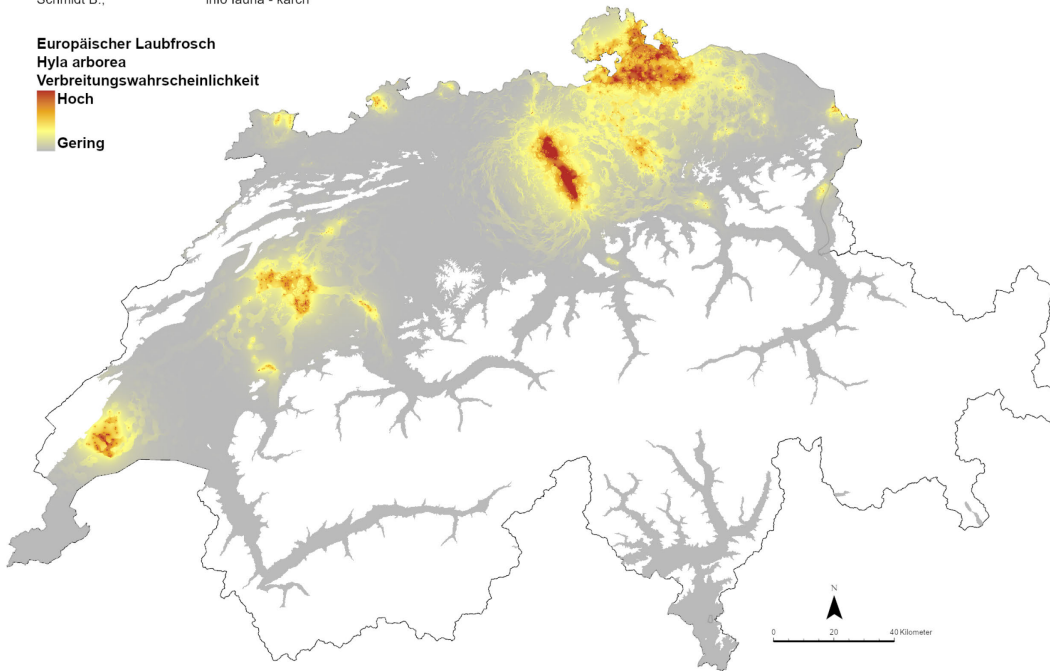


Abbildung 4.3-4: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouen zwischen den Laichgewässern für den Europäischen Laubfrosch.

Erdkröte: Potenzielle Wanderrouen zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Erdkröte
Bufo bufo
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

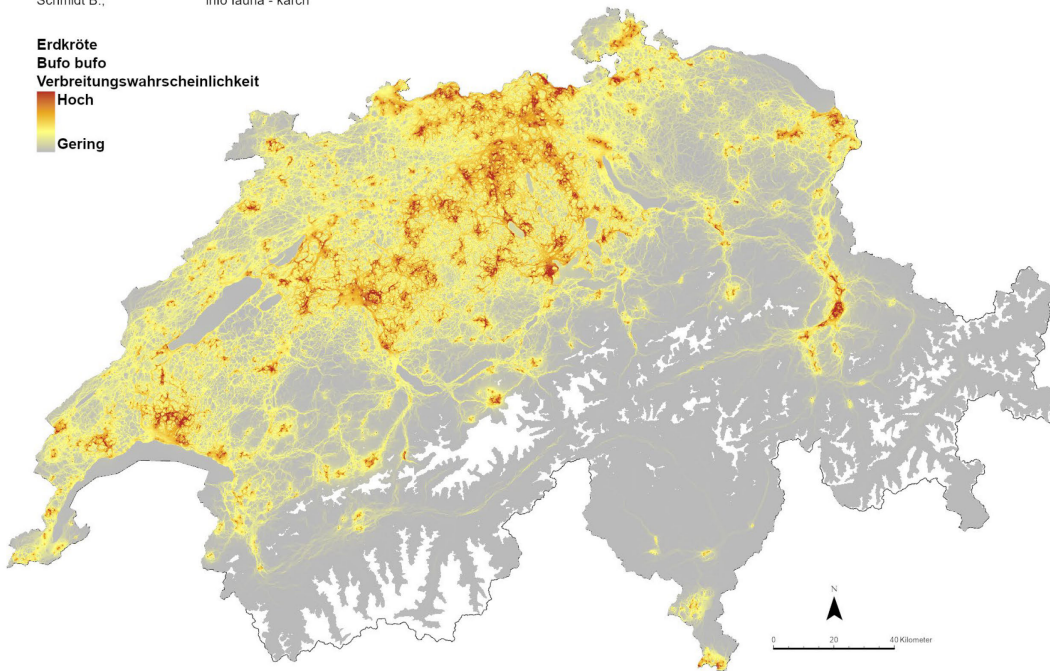


Abbildung 4.3-5: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouen zwischen den Laichgewässern für die Erdkröte.

Kreuzkröte: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Kreuzkröte
Epidalea calamita
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

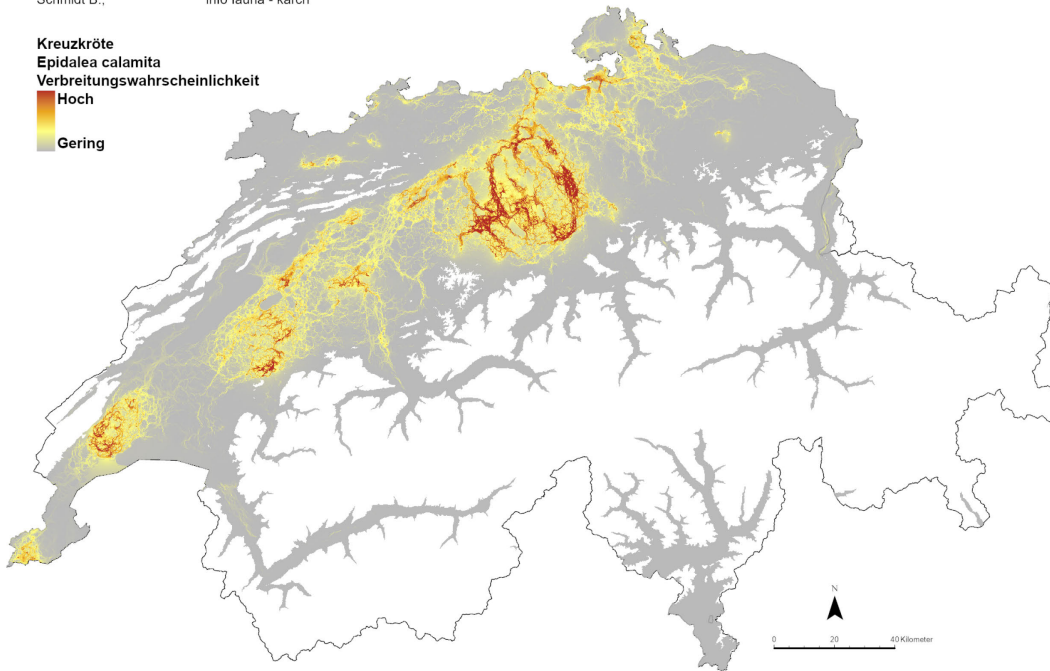


Abbildung 4.3-6: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für die Kreuzkröte.

Geburtshelferkröte: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Geburtshelferkröte
Alytes obstetricans
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

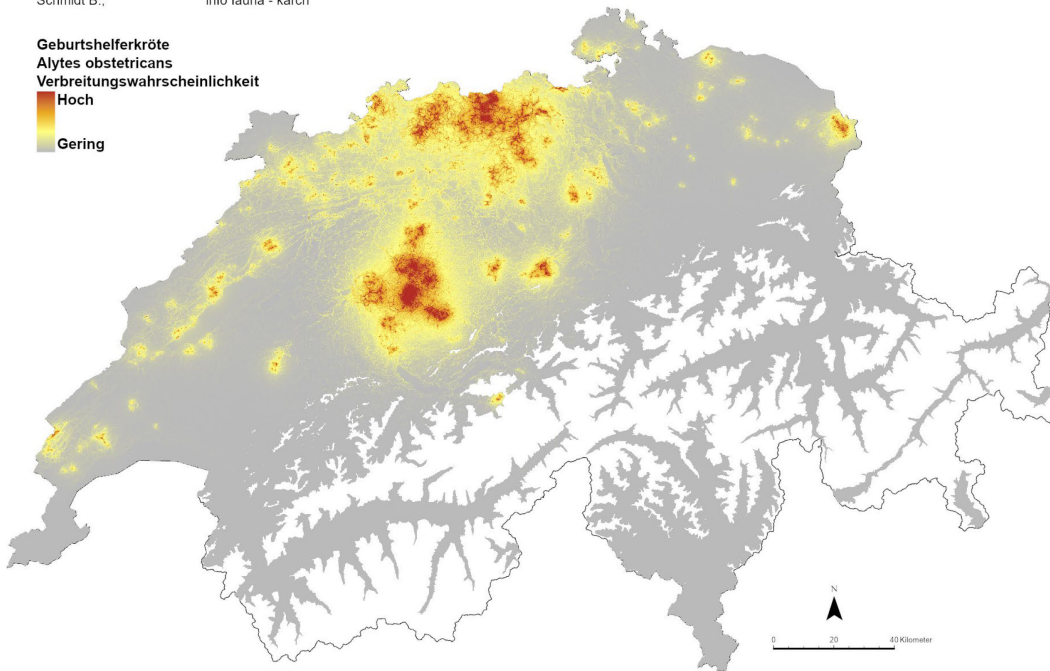


Abbildung 4.3-7: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für die Geburtshelferkröte.

Gelbbauchunke: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Gelbbauchunke
Bombina variegata
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

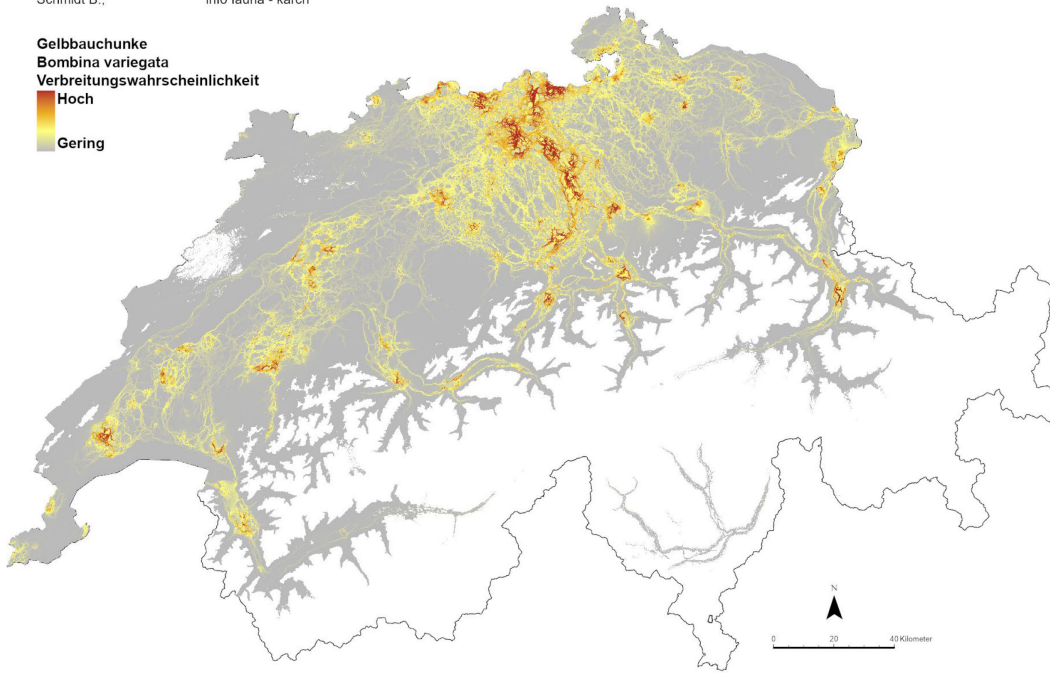


Abbildung 4.3-8: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für die Gelbbauchunke.

Kammmolch: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Nördlicher Kammolch
Triturus cristatus
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

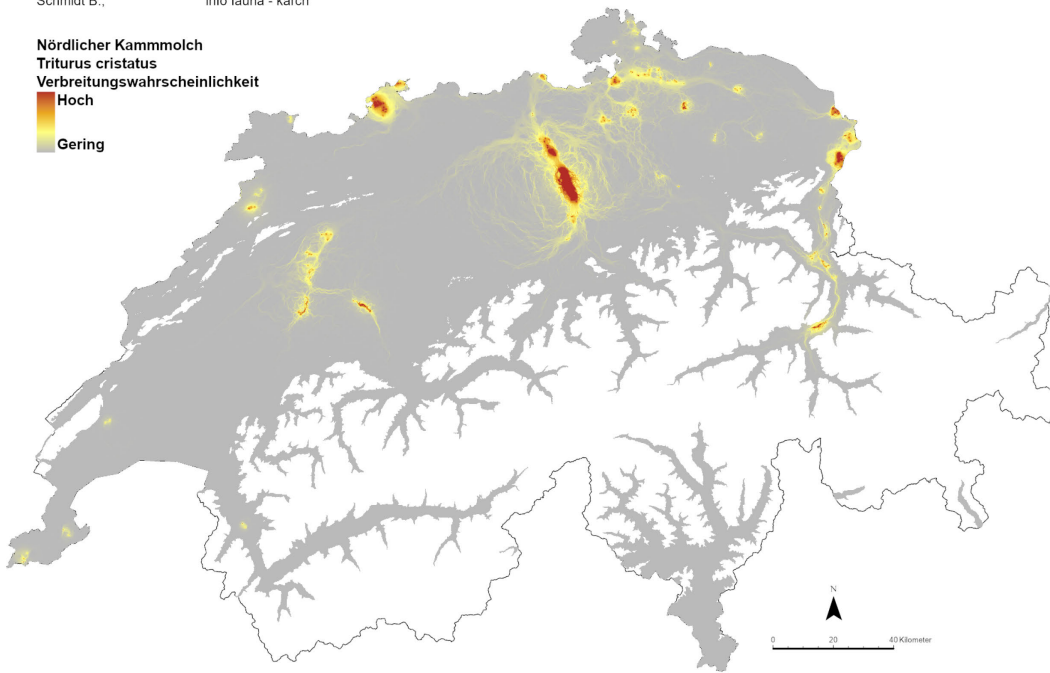


Abbildung 4.3-9: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für den Nördlichen Kammolch.

Fadenmolch: Potenzielle Wanderrouen zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Fadenmolch
Lissotriton helveticus
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

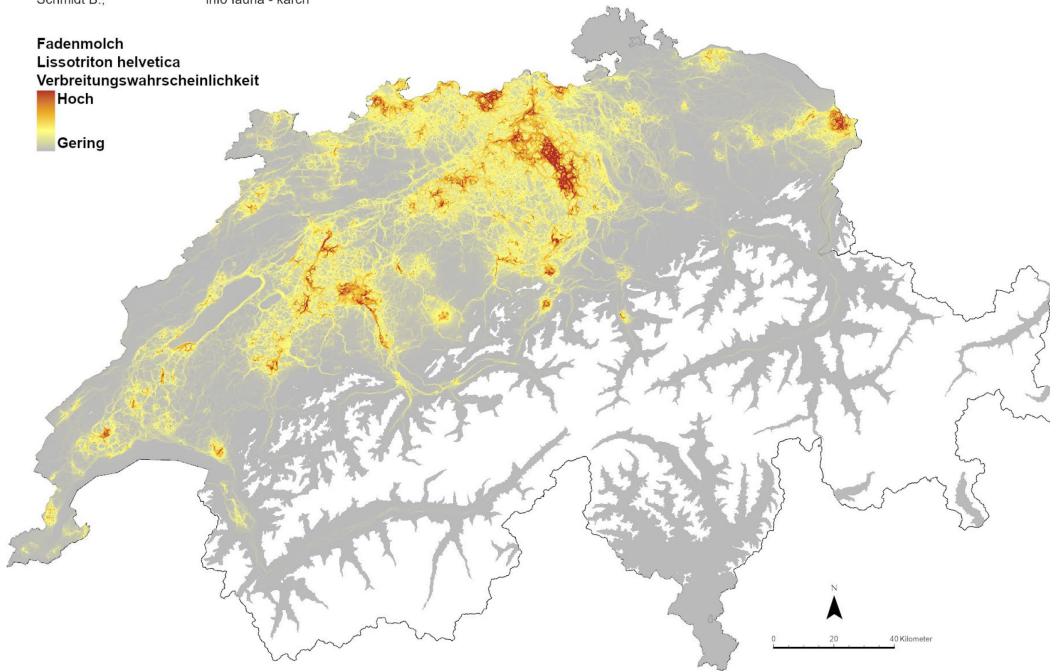


Abbildung 4.3-10: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouen zwischen den Laichgewässern für den Fadenmolch.

Bergmolch: Potenzielle Wanderrouen zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Bergmolch
Ichthyosaura alpestris
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

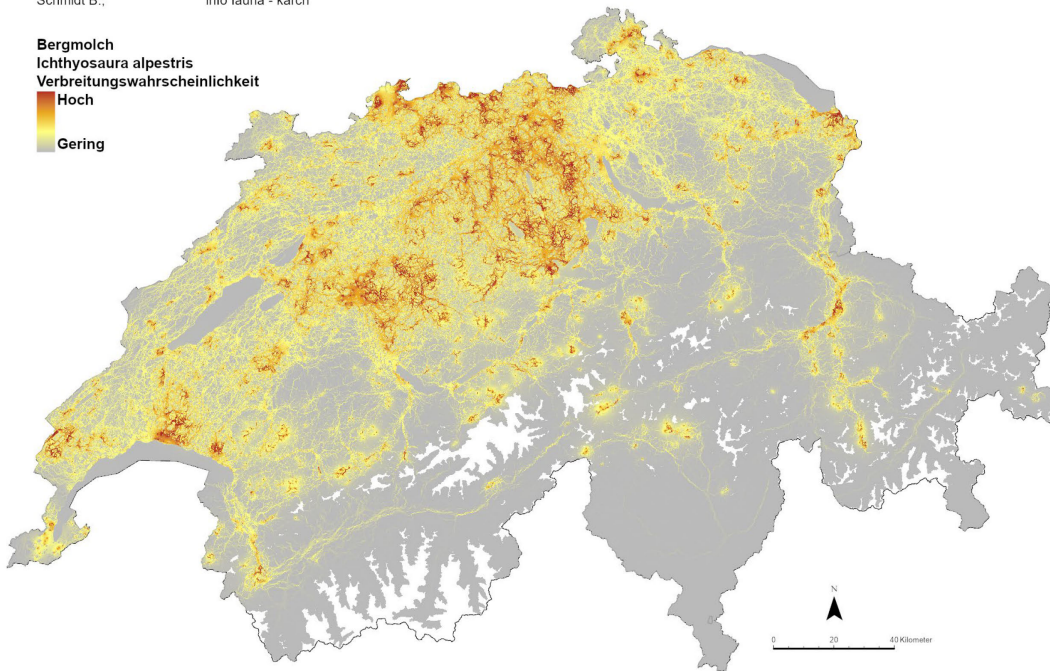


Abbildung 4.3-11: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouen zwischen den Laichgewässern für den Bergmolch.

Teichmolch: Potenzielle Wanderrouten zwischen Laichgebieten

PETAM Pflanzenschutzmittel-Exposition von terrestrischen Stadien von Amphibien und mögliche Managementmassnahmen

Churko G., Szerencsits E., Agroscope
Aldrich A., BAFU
Schmidt B., info fauna - karch

Teichmolch
Lissotriton vulgaris
Verbreitungswahrscheinlichkeit
Hoch
Gering

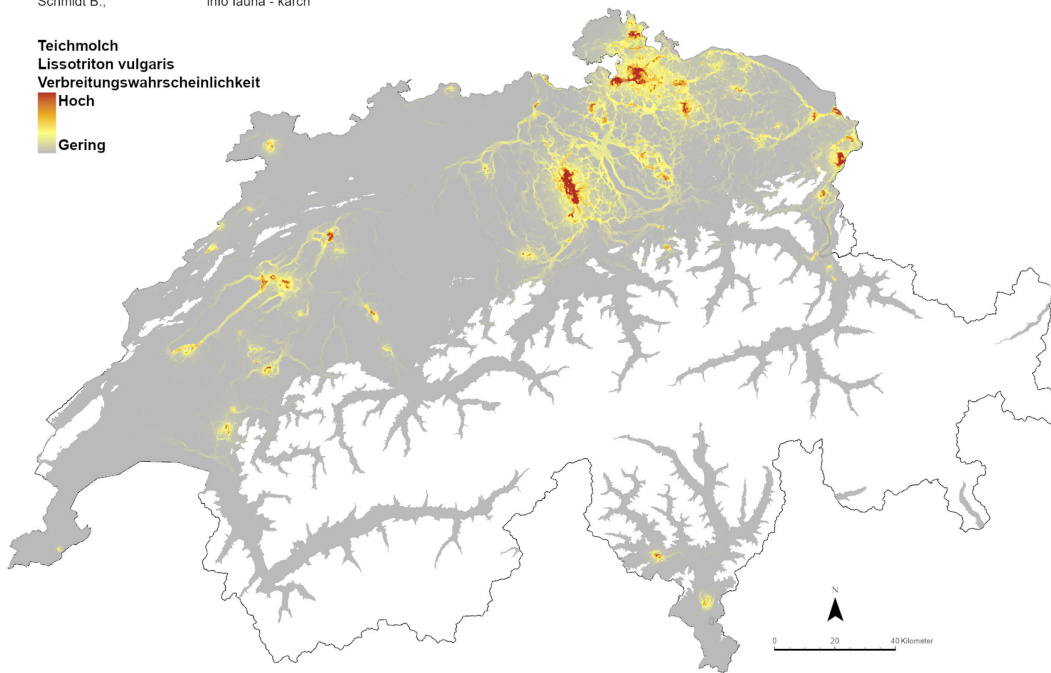


Abbildung 4.3-12: Die Karte zeigt die modellierten Wanderrouten zwischen den Laichgewässern für den Teichmolch.

Tabelle 4.3-3: Flächenanteile (in %) pflanzenschutzrelevanter Kulturen an den für die jeweilige Art geeigneten Landlebensräumen und auf den modellierten Wanderrouten zwischen den Amphibienlaichgebieten. Vor allem auf ihren Wanderungen zwischen den Laichgebieten haben die Tiere eine höhere Wahrscheinlichkeit mit Pflanzenschutzmitteln in Kontakt zu kommen. Für die Kreuzkröte sind die pflanzenschutzmittelrelevanten Kulturen wichtiger Lebensraum.

| Name | Taxon | % der geeigneten Habitate | % auf Wanderroute |
|----------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------|
| Geburtshelferkröte | <i>Alytes obstetricans</i> | 17.4 | 40.7 |
| Gelbbauchunke | <i>Bombina variegata</i> | 14.8 | 33.3 |
| Erdkröte | <i>Bufo bufo</i> | 11.0 | 34.1 |
| Kreuzkröte | <i>Epidalea calamita</i> | 46.5 | 67.2 |
| Laubfrosch | <i>Hyla arborea</i> | 32.4 | 57.9 |
| Bergmolch | <i>Ichthyosaura alpestris</i> | 13.9 | 32.2 |
| Fadenmolch | <i>Lissotriton helveticus</i> | 10.2 | 37.7 |
| Teichmolch | <i>Lissotriton vulgaris</i> | 15.3 | 51.9 |
| Springfrosch | <i>Rana dalmatina</i> | 16.0 | 43.9 |
| Grasfrosch | <i>Rana temporaria</i> | 5.7 | 26.2 |
| Alpensalamander | <i>Salamandra atra</i> | 0.1 | 1.7 |
| Feuersalamander | <i>Salamandra salamandra</i> | 7.7 | 28.5 |
| Nördlicher Kammmolch | <i>Triturus cristatus</i> | 17.7 | 54.5 |

4.4 Nutzung von Landlebensräumen durch die Kreuzkröte

Gregory Churko, Moritz Bär, Genoveva Haibach, Kathrin Altermatt, Benedikt R. Schmidt

4.4.1 Einführung

Um beurteilen zu können, wie stark Amphibien als Nicht-Ziel-Organismen PSM ausgesetzt sind, müssen wir wissen, in welchem Ausmass sie Ackerflächen nutzen. In Kapitel 4.3 wurde diese Thematik mit Hilfe von statistischen Verbreitungsmodellen untersucht. Hier wird die Fragestellung durch eine Feldstudie untersucht.

Ziel dieser Studie war es, herauszufinden, in welchem Ausmass Kreuzkröten (*Epidalea calamita*, eine Modellart gemäss Ockleford et al. 2018) landwirtschaftliche Felder und deren angrenzende Gebiete nutzen. Untersucht wurde, wann und wie weit Kreuzkröten in die Felder gehen und wie lange sie dort bleiben.

Aus der praktischen Feldherpetologie ist bekannt, dass man Amphibien oft unter Totholz findet. Daraus ergibt sich zweierlei: Holzhaufen sind eine einfache, praxistaugliche Möglichkeit das Vorkommen von Amphibien zu beobachten und gleichzeitig den Landlebensraum LLR von Amphibien aufzuwerten (Indermaur und Schmidt, 2011; Schmidt und Indermaur, 2012). Deshalb wurden künstliche Verstecke in Form von Holzbrettern in verschiedenen Habitaten angelegt (eine gängige Methode in der Feldherpetologie; Willson & Gibbons 2010). Diese wurden in unterschiedlichen Distanzen zu Laichgewässern ALG und Feldrändern ausgelegt und regelmässig kontrolliert. Aus diesen Daten konnten mithilfe von Fang-Wiederfang-Modellen Populationsdichten und -grössen geschätzt und in Beziehung mit Lebensraumeigenschaften gebracht werden. Untersucht wurden zwei Kreuzkrötenpopulationen in den Kantonen Basel-Land und Luzern. Die Studie lief während drei Jahren (2020-2022) in Basel-Land, respektive zwei Jahren (2021-2022) in Luzern. Die Daten aus dieser Feldstudie zeigen, wie Kreuzkröten (potentiell) PSM-exponierte Ackerflächen nutzen. Die Studie gibt Auskunft darüber, welche Bereiche der Ackerflächen genutzt werden und zu welchen Jahreszeiten das Vorkommen der Kröten hoch oder tief ist. Die gewonnenen Daten sollen dazu dienen, geeignete RMM zu identifizieren, um Kreuzkrötenpopulationen in landwirtschaftlich genutzten Landschaften besser zu fördern und zu schützen. Die Methoden und detaillierten Ergebnisse werden in einer wissenschaftlichen Fachpublikation publiziert (Churko et al. Manuskript in Vorbereitung; die wissenschaftlichen Manuskripte durchlaufen einen Begutachtungsprozess. Im Rahmen dieses Prozesses können Datenanalysen und Aussagen verändert werden.).

4.4.2 Material und Methoden

Wir verwenden in diesem Kapitel viele englische Fachbegriffe, da es keine deutschen Übersetzungen gibt. Personen, die mit den statistischen Methoden und der Fachliteratur vertraut sind, können den Text so einfacher lesen.

Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete waren das Gebiet Lachmatt/Klingenthal in Muttenz (BL; ein IANB-Objekt) und das Gebiet Wauwiler Moos in Ettiswil (LU). In beiden Gebieten sind Kreuzkrötenpopulationen vorhanden. Zusätzlich befinden sich auf engem Raum verschiedene Habitate wie Wiesen, Äcker und Biodiversitätsförderflächen BFF.

Lachmatt/Klingenthal, Muttenz, BL

Das Untersuchungsgebiet Lachmatt umfasst den südlichen Teil des IANB-Objekts «Klingenthal-Lachmatt» (BL623), welches durch eine Strasse von seinem nördlichen Hauptteil getrennt ist (Abbildung 4.4-1a). Der nördliche Teil ist eine teilweise noch aktive, teilweise für den Amphibienschutz hergerichtete Kiesgrube. Dort lebt der grösste Teil der Kreuzkrötenpopulation. Der südliche Teil, welcher sich im Untersuchungsgebiet befindet, ist mit einem Amphibientunnel mit dem nördlichen Teil verbunden und beheimatet ebenfalls Kreuzkröten. Durch jährliches Umgraben wird in den Bereichen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden (im Folgenden «Schutzgebiet» genannt), eine Pioniervegetation auf dem kiesigen Bodengrund erhalten. Ausserdem wurden an fünf Stellen ALG angelegt. Neben Kreuzkröten kommen im Untersuchungsgebiet auch Erdkröten, Berg- und Fadenmolche, sowie Arten aus dem Wasserfroschkomplex und Grasfrösche vor. Westlich ans Schutzgebiet angrenzend liegt eine Ackerfläche (Acker Nord). Diese Fläche wurde im Untersuchungszeitraum während zwei Jahren (2021 und 2022) als Wiese genutzt. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden sich Ackerflächen und BFF. Auf dem Acker Süd wurden im

Untersuchungszeitraum Bohnen, Raps und Mais angebaut. Daneben befinden sich BFF mit künstlich angelegten Teichen (Teiche West, und Teiche Ost) und Wiesenstreifen mit Steinhaufen.

Wauwiler Moos, Ettiswil LU

Im Wauwiler Moos wurden zwei Untersuchungsgebiete zur Datenerhebung genutzt; «Gewässer 9» und «Gewässer 10» (Abbildung 4.4-1). Die beiden Untersuchungsgebiete sind ca. 900 Meter voneinander entfernt und umfassen jeweils eine BFF mit künstlich angelegten Teichen und zwei angrenzenden Äckern, auf welchen im ersten Jahr Mais und im zweiten Jahr Weizen, Roggen und Gerste angepflanzt wurde. In beiden Gebieten befinden sich Populationen von Kreuzkröten. Im nordwestlichen Untersuchungsgebiet «Gewässer 9» grenzen die Parzellen 108 (Nord) und 107 (Süd) an die BFF, welche einen künstlichen Teich beinhaltet. Ebenso befindet sich auf dieser Förderfläche eine Hecke mit offenem, erdigem Boden. Im südöstlichen Untersuchungsgebiet «Gewässer 10» wurden die Parzellen 89 und 78 untersucht. Die Parzelle 78 grenzt direkt an eine BFF mit zwei Teichen, während die Parzelle 89 durch einen Feldweg zu dieser Förderfläche getrennt ist.

Versuchsaufbau

Die verschiedenen Zonen in den Versuchsgebieten wurden in die Kategorien «natürlich», «halbnatürlich» und «landwirtschaftlich» eingeteilt (Tabelle 4.4-1 und Tabelle 4.4-2). Innerhalb der Zonen wurden die künstlichen Verstecke jeweils in Fünfergruppen in einer Linie, oder um kleine Tümpel rundherum ausgelegt. Als künstliche Verstecke dienten Holzbretter. Pro Gruppe von Brettern wurde die Art des Bodenuntergrunds aufgenommen. Der Abstand zwischen den einzelnen Brettern betrug 1 – 1.5m.

Tabelle 4.4-1: Versuchsaufbau Lachmatt. Im Untersuchungsgebiet Lachmatt wurden insgesamt 120 Bretter ausgelegt. Die verschiedenen Zonen wurden in die Zonentypen «natürlich», «halbnatürlich» und «landwirtschaftlich» eingeteilt.

| Untersuchungsgebiet | Zone | Zonentyp | Anzahl Bretter |
|---------------------|--------------|--------------------|----------------|
| Lachmatt | Schutzgebiet | Natürlich | 30 |
| Lachmatt | Wiese Nord | Landwirtschaftlich | 15 |
| Lachmatt | Teich West | Halbnatürlich | 10 |
| Lachmatt | Steinhaufen | Halbnatürlich | 10 |
| Lachmatt | Feld Süd | Landwirtschaftlich | 45 |
| Lachmatt | Teich Ost | Halbnatürlich | 10 |

Tabelle 4.4-2: Versuchsaufbau Wauwiler Moos. In den beiden Untersuchungsgebieten Gewässer 9 (GW 9) und Gewässer 10 (GW 10) wurden jeweils 60 Bretter ausgelegt, insgesamt 120 Bretter. Die verschiedenen Zonen wurden den Zonentypen «halbnatürlich» und «landwirtschaftlich» zugeteilt.

| Untersuchungsgebiet | Zone | Zonentyp | Anzahl Bretter |
|---------------------|----------------|--------------------|----------------|
| Gewässer 9 | Acker Nord 108 | Landwirtschaftlich | 20 |
| Gewässer 9 | Acker Süd 107 | Landwirtschaftlich | 20 |
| Gewässer 9 | Wiese BFF GW 9 | Halbnatürlich | 20 |
| Gewässer 10 | Acker Nord 89 | Landwirtschaftlich | 10 |
| Gewässer 10 | Acker Süd 78 | Landwirtschaftlich | 35 |
| Gewässer 10 | BFF GW 10 | Halbnatürlich | 15 |



Abbildung 4.4-1: Versuchsaufbau in der Lachmatt, BL (a), und im Wauwiler Moos, LU (b). Landwirtschaftliche Flächen sind rot, Wiesen grün, BFF gelb und das Schutzgebiet blau dargestellt. Die Positionen der künstlichen Verstecke (Bretter) sind durch rote Quadrate und Teiche als türkisblaue Polygone gekennzeichnet.

Tagesversteck/ Bretter

Als Tagesverstecke wurden unbehandelte 3-Schichtplatten verwendet. Die Bretter hatten eine Dimension von 30 cm x 60 cm und waren 3 cm dick. Diese Brettgrösse hatte sich im Pilotprojekt als geeignet erwiesen, da sie als Versteck genutzt wurden und gleichzeitig kosteneffizient und leicht zu handhaben sind. Ausserdem können die Bretter in dieser Grösse auch in relativ dicht bepflanzten Äckern verwendet werden. Um die Attraktivität der Bretter als Tagesversteck zu steigern, wurde darunter Sägemehl ausgebracht. Sägemehl puffert gegen extreme Temperaturen, hält Feuchtigkeit nach Niederschlägen länger und eignet sich als Substrat zum Eingraben für Kröten (Lange et al. 2020).

Datenerhebung

Die Daten wurden während der aktiven Phase der Kreuzkröten von April bis Oktober erhoben. Die Datenerhebung erfolgte zwei Mal pro Woche mit 3-4 Tagen Abstand (Tabelle 4.4-3).

Tabelle 4.4-3: Zeiträume der Datenerhebung der beiden Untersuchungsgebiete.

| Untersuchungsgebiet | Untersuchungszeitraum | Jahr | Anzahl Erhebungen |
|---------------------|---------------------------|------|-------------------|
| Lachmatt | 14. April – 7. September | 2020 | 44 |
| Lachmatt | 27. April – 4. Oktober | 2021 | 48 |
| Lachmatt | 16. Mai – 28. August | 2022 | 27 |
| Wauwiler Moos | 27. April – 16. September | 2021 | 40 |
| Wauwiler Moos | 2. Mai – 1. September | 2022 | 33 |

Für die Datensammlung wurde jedes Brett vorsichtig angehoben und darunter nach Amphibien gesucht. Für jedes gefundene Individuum wurde die Art notiert. Handelte es sich um eine Kreuzkröte, wurden weitere Daten erhoben. Jede Kreuzkröte wurde auf ihr Geschlecht bestimmt (falls möglich), gewogen (auf 0.1 g genau), und in der Rückenansicht fotografiert. Zudem wurde die Körperlänge auf 0.1 cm genau gemessen. Basierend auf der Rückenlänge wurden die Kreuzkröten in drei Alterskategorien eingeteilt: Adulte (> 50 mm), Subadulte (40-50 mm) oder Juvenile (< 40 mm). Das Geschlecht wurde bei ausgewachsenen Individuen durch die Farbe der Kehle bestimmt. Zusätzlich zu der Kontrolle der Bretter wurden jeweils auch natürliche Verstecke im Untersuchungsgebiet überprüft und gefundene Individuen erfasst. Ebenfalls wurde für alle Teiche der Untersuchungsgebiete der Wasserstand aufgezeichnet und ob Larven von Kreuzkröten zu finden waren. Auch die Anzahl der Laichschnüre wurde gezählt, da sich daraus die Anzahl der weiblichen erwachsenen Kreuzkröten ableiten lässt. Alle Daten wurden in der Mobile-App ArcGIS Survey 123 von ESRI (ESRI, 2021) eingetragen. Diese App verbindet die eingetragenen Daten mit den jeweiligen Koordinaten des Bretts, erstellt für jedes Individuum eine ID und integriert die Daten direkt im ArcGIS Pro (ESRI, 2020).

Individuelle Erkennung

Die Fotos der Kreuzkröten wurden mit der Mustererkennungssoftware Wild-ID (Bolger et al. 2012) auf Wiederfänge analysiert. Bei Kreuzkröten wurde für die Wiedererkennung vor allem die Rückenlinie und das Warzenmuster verwendet.

Wetterdaten

Meteorologische Daten wurden von MeteoSchweiz bezogen (über <https://gate.meteoswiss.ch/idaweb/>). Es wurden Niederschlagssummen pro Stunde und 10-Minutenmittel, und Luftfeuchtigkeit, Luft- und Bodentemperatur im 10-Minuten-Mittel erfasst. Für das Untersuchungsgebiet Lachmatt wurden die Daten der Wetterstation «Muttentz Schweizerhalle» verwendet. Die Station befindet sich 1,05 km Luftlinie entfernt vom Untersuchungsgebiet. Für das Untersuchungsgebiet Wauwiler Moos stammen die Daten von der Wetterstation «Kottwil» welche 1,80 km respektive 1,10 km von den beiden Standorten entfernt ist.

Datenanalyse

Mit dem Programm ArcGIS Pro (Version 2.6.3, ESRI 2020) und R (Version 4.2.2, R Core Team, 2022) wurden verschiedene Analysen durchgeführt. Habitatsmerkmale (Zonentyp, Bodenbedeckung, Zeit, Standorte) wurden auf Unterschiede in den verschiedenen Gruppen (Art, Altersklassen, Geschlechter) untersucht und in Tabellen und Visualisierungen dargestellt.

Multistate Fang-Wiederfang

Dank der individuellen Erkennung durch das Programm WildID konnten für beide Untersuchungsgebiete und alle Jahre Multistate Fang-Wiederfang Modelle gerechnet werden. Dazu wurde das RMark (Laake 2013) in R verwendet. Wie bei der traditionellen Fang-Wiederfang-Analyse werden bei Multistate Fang-Wiederfang Modellen die Fanggeschichten aller angetroffenen Tiere untersucht, um Rückschlüsse auf die Grösse, die Überlebensraten und die Entdeckungsraten der Untersuchungspopulation zu ziehen. Sie ergänzen diese Analyse jedoch durch Informationen über den Zustand («state»), in dem ein Tier gefunden wurde. Jede Variable kann für den Zustand von Interesse sein, z. B. der Ort, an dem ein Individuum gefangen wurde, oder sein Fortpflanzungsstadium zum Zeitpunkt des Fangs. Durch die Einbeziehung von Zuständen in das Modell können wir untersuchen, wie sie sich möglicherweise auf das Verhalten der Population auswirken. Die Modellergebnisse umfassen die Überlebensraten (S) und Entdeckungswahrscheinlichkeiten (p) innerhalb jedes «state» sowie die Übergangsraten (Psi) zwischen den «states». In dieser Auswertung waren die «states» die Zonen. Die Übergangsraten (Psi) geben somit an, wie stark zwischen verschiedenen «states» gewechselt wird. Die Überlebenswahrscheinlichkeit ist das Produkt aus Mortalität und permanenter Abwanderung.

Mit dem R2ucare Paket (Gimenez et al. 2018) wurden «Goodness of Fit» Tests durchgeführt, um sicher zu gehen, dass die Daten die verwendeten Methoden zulassen. Die Tests ergaben teilweise Hinweise auf «Trap Happiness», welche entsteht, wenn gefundene Tiere überproportional oft zu den Fallen (in unserem Fall zu den Brettern) zurückkehren. Auch kam es vor, dass die Tests Hinweise auf transiente Effekte ergaben, welche entstehen, wenn wiedergefangene und neu gefangene Tiere nicht im gleichen Mass wiedergefangen werden, sondern überproportional viele Tiere nach einmaligem Fangen verschwinden und nicht mehr wiedergefangen werden (Pradel et al. 1997; Genovart & Pradel 2019). Mögliche Gründe dafür sind Unterschiede zwischen Altersgruppen, da beispielsweise Jungtiere eine erhöhte Sterblichkeit haben können und darum nach dem ersten Fang überproportional viel verschwinden. Auch könnten Tiere mit einem grossen Aktionsradius aus dem Studiengebiet abwandern. Um für «Trap Happiness» und «transients» zu korrigieren, wurden die Daten nach Altersklassen aufgeteilt (die Variable «age» unterteilt die Daten in Juvenile aus dem aktuellen Jahr und Subadulte und Adulte aus vorherigen Jahren). Zusätzlich wurden die Daten zwischen dem ersten Fang und allen folgenden Wiederfängen unterschieden («Agebin»). «Agebin» wird daher als ein zusätzlicher «state» modelliert, in den Individuen eintreten (Pradel et al. 2012).

Für diese Studie wurden die «states» nach Zonentyp definiert, in welchem das Tier gesichtet wurde (state 1 = natürliche, state 2 = halbnatürliche und state 3 = landwirtschaftliche Flächen). Um die gesamte Analyse über alle Jahre an jedem Standort durchzuführen, mussten wir den Zeitraum und die Anzahl Tage der Datenerhebungen für jedes Jahr vereinheitlichen. Dies hatte zur Folge, dass die Probenahmeperiode in der Spätsaison im Jahr 2021, in der wir auf eine grosse Anzahl Jungtiere stiessen, weggelassen wurde. In der vereinheitlichten Studiendauer (Mitte Mai – Mitte August) erhoben wir insgesamt an 27 verschiedenen Tagen unsere Daten für die gesamten Analysen.

Für die Modellselektion wurde eine Liste von Kandidatenmodellen erstellt. Die Übergangsraten zwischen den Zonen variierten in allen Modellen einzig nach Zone. Die Überlebens- und Entdeckungswahrscheinlichkeiten variierten nach Zonentyp (*stratum*), erster Fang und Wiederfang (*agebin*), Geschlecht (*sex*), Zeit (*time*), Jahr (*year*) und Altersgruppen (*age*), der Niederschlagsmenge in den letzten drei Tagen oder zwei Wochen (*rain3d* und *rain2w*), oder Kombinationen davon. Die Kandidatenmodelle wurden nach aufsteigendem AICc sortiert und DeltaAIC und AIC Gewichte wurden berechnet.

Räumlicher Fang-Wiederfang

Zusätzlich wurden räumlich explizite Fang-Wiederfang-Modelle (spatial capture recapture; SCR) Modelle mit dem R Paket oSCR (Sutherland et al. 2019) durchgeführt, um ein genaueres Bild der Dichteverteilung und Grössen der «Home Ranges» (Aktionsraum) der Kreuzkröten im Gelände zu erhalten. Räumlich explizite Fang-Wiederfang-Analysen unterscheiden sich von den traditionellen Fang-Wiederfang-Analysen wie dem oben beschriebenen Multistate-Modell darin, dass individuelle Aktivitätszentren der «Home Ranges» miteinbezogen werden. Dies ermöglicht die Erstellung räumlich expliziter Vorhersagen von Entdeckungswahrscheinlichkeiten in der gesamten Landschaft und eine direkte Abschätzung der Tierdichte im gesamten Untersuchungsgebiet.

Auch hier haben wir uns darauf konzentriert, die Bedeutung des Zonentyps für die Anwesenheit der Kreuzkröten zu untersuchen und ihn als Faktor der Krötendichte (d) und Entdeckungswahrscheinlichkeit (p) zu testen.

Um Unterschiede in den Modellvorhersagen je nach Altersklasse (Adulte und Subadulte vs. Juvenile) und Geschlecht zu untersuchen, haben wir zwei Datenanalysen durchgeführt. In der ersten Analyse wurden alle individuellen Wiederfanggeschichten einbezogen, und die Entdeckungswahrscheinlichkeit und das Sigma (Grösse des Aktivitätszentrums) durften je nach Altersklasse variieren. In der zweiten Analyse konzentrierten wir uns auf die erwachsenen Kröten; Individuen, deren Geschlecht nicht bekannt war, wurden ausgeschlossen. Im Modell konnten p und Sigma je nach Geschlecht variieren. Bei beiden Modellen wurde die Entdeckungswahrscheinlichkeit von der Fallenerkennung («trap dependence», b) abhängig gemacht. Wir haben auch den Einfluss der folgenden Kovariablen berücksichtigt: Untersuchungsjahr, Entfernung der Brettergruppe zum nächstgelegenen Laichgewässer, Entfernung zum Feldrand, und Niederschlag in den letzten drei Tagen und zwei Wochen. Insgesamt haben wir 128 Modelle getestet, die aus Kombinationen der folgenden Kovariaten generiert wurden: ($d \sim 1, \text{Jahr}, \text{ZonenTyp}, \text{distPond}, \text{distMargin}; p \sim 1, b, \text{ZonenTyp}, \text{sex}, \text{age}, \text{rain3d}, \text{rain2w}; \text{sigma} \sim 1, \text{Jahr}, \text{sex}, \text{age}$). Die Kandidatenmodelle wurden nach aufsteigendem AICc sortiert und Delta AIC und AIC Gewichte wurden berechnet.

Wir rechneten separate Modelle für die Lachmatt und für das Wauwiler Moos und teilten die Studienjahre in separate «Sessions» auf. Der «State Space» (der Bereich, der alle möglichen Aktivitätszentren der angetroffenen Individuen umfasst) wurde als das kleinste konkave Polygon definiert, das alle Bretter enthält und durch eine Distanz von 1,5-mal der mittleren maximalen Distanz (mmdm) der wieder gefangenen Individuen gepuffert ist. Die Analyse wurde im Gebiet Lachmatt mit einer Auflösung von 10 m durchgeführt, im Gebiet Wauwiler Moos betrug sie 5 m. Um die Rechenzeit zu reduzieren, wurden die jeweiligen Bretter eines 5er-Clusters zu einem einzelnen Datenpunkt zusammengefasst.

4.4.3 Resultate

Übersicht Beobachtungen

Über die drei Jahre wurden in der Lachmatt insgesamt 1217 Beobachtungen von Kreuzkröten gemacht, davon 1133 Kreuzkröten unter Brettern und weitere 84 Kreuzkröten unter natürlichen Verstecken (Abbildung 4.4-2). Zusätzlich wurden 328 Bergmolche, 45 Erdkröten, 3 Wasserfrösche sowie jeweils ein Fadenmolch und ein Grasfrosch entdeckt (Tabelle 4.4-4). Neben der Kreuzkröte nutzen andere Amphibien die Bretter jedoch nur selten, außer in der Nähe der Teiche. Die Anzahl Beobachtungen von Kreuzkröten variierte stark zwischen dem Jahr 2021 und den beiden anderen Jahren (Abbildung 4.4-3a). Die Sommer von 2020 und 2022 waren heiss und trocken. Ein Grossteil der Beobachtungen in diesen Jahren sind auf Adulte und subadulte Kreuzkröten zurückzuführen. Im Jahr 2021 profitierten die Kreuzkröten vom niederschlagsreichen Frühling und Sommer (Abbildung 4.4-3b). Die verschiedenen kleinen Tümpel hatten einen variierenden Wasserstand, aber die meisten trockneten nie komplett aus, was den Larven eine erfolgreiche Entwicklung erlaubte. Zwischenzeitlich waren auch Ackerflächen im südlichen Teil des Untersuchungsgebiets überschwemmt. Im September und Oktober kam es zu einem starken Anstieg an Beobachtungen, der auf die grosse Zahl von Jungtieren zurückzuführen war (Abbildung 4.4-4). Über 92% der Beobachtungen aus der Saison 2021 stammten von Jungtieren. Der Maximalwert an Beobachtungen an einem Tag wurde am 24. September 2021 mit 80 Tieren erreicht, allesamt Juvenile.

Lachmatt, BL



Abbildung 4.4-2: Räumliche Übersicht der Vorkommen aller erfassten (a) adulten und subadulten und (b) juvenilen Kreuzkröten von 2020 bis 2022 in Lachmatt, BL. Die Grösse der Kreise skaliert mit der Anzahl gefundener Kröten an den jeweiligen Orten.

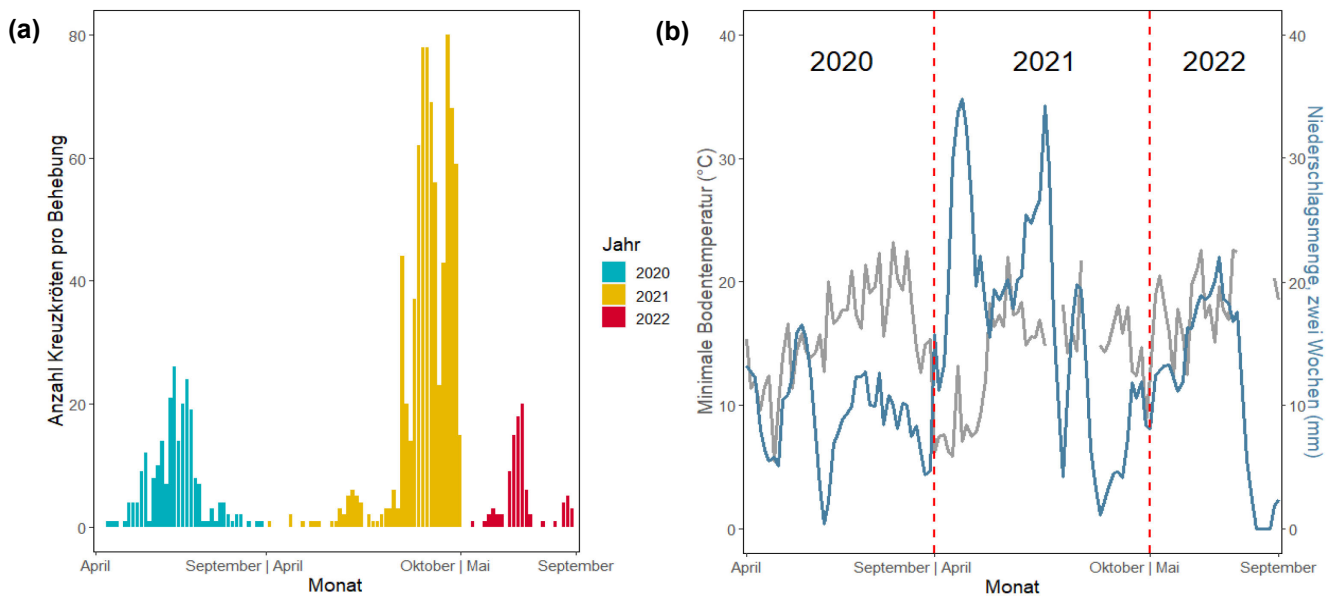


Abbildung 4.4-3: (a) Anzahl Kreuzkrötenbeobachtungen in der Lachmatt über die drei Jahre. (b) Verlauf von Niederschlag und minimaler Bodentemperatur über die drei Jahre.

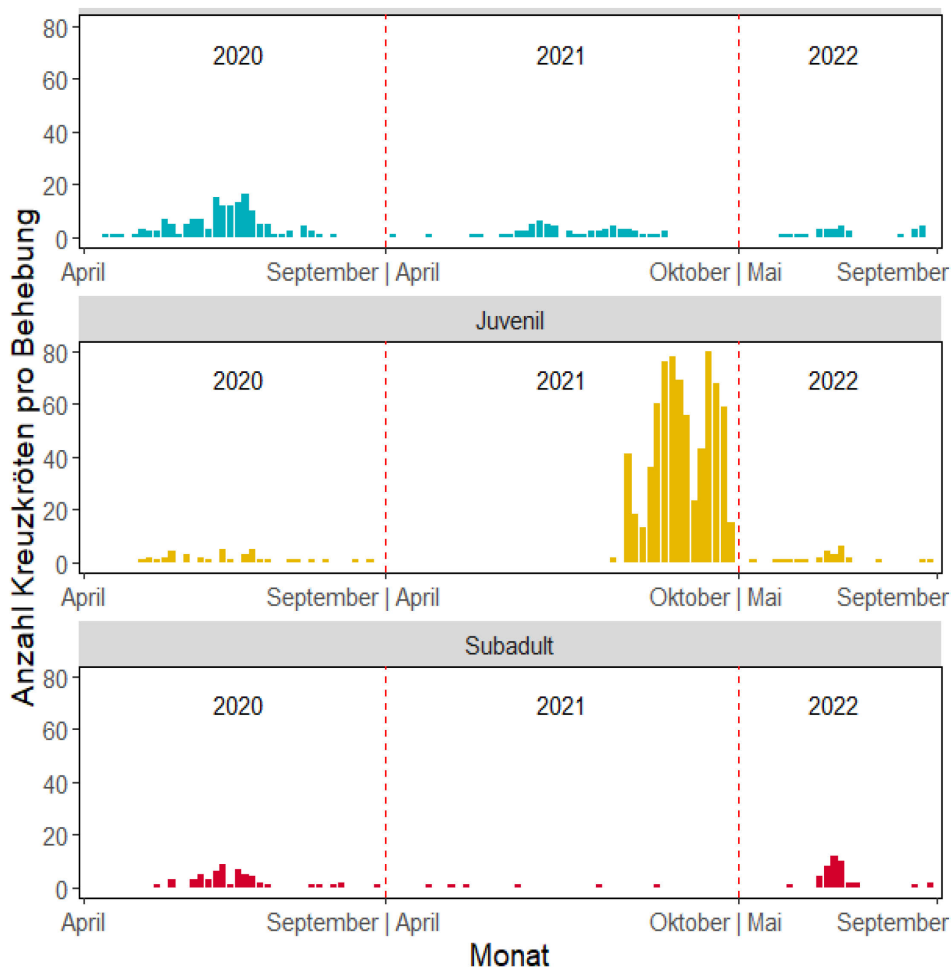


Abbildung 4.4-4: Anzahl Beobachtungen von Adulten (blau), Juvenilen (gelb) und Subadulten (rot) in der Lachmatt im Verlauf des Untersuchungszeitraumes.

Tabelle 4.4-4: Zusammenfassung der Anzahl der Amphibien, die pro untersuchte Zone der Lachmatt unter Brettern gefunden wurden. Zahlen in Klammern sind zusätzlich für diejenigen, die unter natürlichen Verstecken gefunden wurden.

| Art | Acker Nord | Acker Süd | Schutzgebiet | Steinhaufen | Teiche Ost | Teiche West | BL Gesamt |
|----------------------|----------------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-------------------|
| Erdkröte | 3 (0) | 3 (0) | 14 (2) | 0 (0) | 4 (0) | 19 (0) | 43 (2) |
| Kreuzkröte | 126 (0) | 380 (4) | 454 (77) | 119 (0) | 22 (2) | 32 (0) | 1133 (84) |
| Bergmolch | 3 (0) | 3 (0) | 267 (109) | 1 (1) | 7 (16) | 21 (0) | 302 (126) |
| Fadenmolch | 0 (0) | 0 (0) | 0 (1) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (1) |
| Wasserfrosch Komplex | 0 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 3 (0) |
| Grasfrosch | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) |
| Total | 132 (0) | 386 (4) | 737 (189) | 120 (0) | 35 (18) | 72 (0) | 1482 (213) |

Zonen und Bodenbedeckung

Die meisten Beobachtungen unter den Brettern wurden im Schutzgebiet gemacht, gefolgt vom Acker Süd und dem Acker Nord. (Tabelle 4.4-4). Betrachtet man die beiden Äcker als eine einzelne Zone, wurden die meisten Beobachtungen im Acker gemacht (Abbildung 4.4-5a). Dabei zeigten die Kreuzkröten starke Unterschiede bezüglich der Wahl der Zonen zwischen den Altersklassen. Wie es aufgrund der Lebensweise der Kreuzkröte zu erwarten ist, waren adulte und subadulte Kreuzkröten häufiger im Acker anzutreffen als in den BFF Wiesen oder im Schutzgebiet. Jungtiere waren in allen Zonen häufig, im Schutzgebiet war ihre Zahl jedoch am höchsten. Schaut man die Bodenbedeckung etwas näher an (Abbildung 4.4-5b) so ist zu erkennen, dass über die drei Jahre hinweg fast alle Kreuzkrötenbeobachtungen auf erdigem Untergrund erfolgten. Eine Ausnahme bildet jedoch das Ende der Saison 2021. Hier gab es viele Beobachtungen auch in von Gras- oder Kies bedeckten Zonen. Bei diesen Beobachtungen handelte es sich zum grössten Teil um die Jungtiere, welche Ende Saison 2021 in grosser Zahl anwesend waren. Die Teiche, aus denen die Jungtiere stammten, befanden sich im Schutzgebiet und in den BFF Wiesen. Wahrscheinlich hielten sich die Jungtiere nach der Metamorphose in der Nähe der Teiche auf, aus denen sie stammten. Die Standortwahl ist in diesem Entwicklungsstadium wahrscheinlich noch nicht selektiv, sondern orientiert sich mehr an dem erstbesten Versteck, welches ein Jungtier findet. So lassen sich die hohen Zahlen im Schutzgebiet und in den BFF Ende 2021 gut erklären.

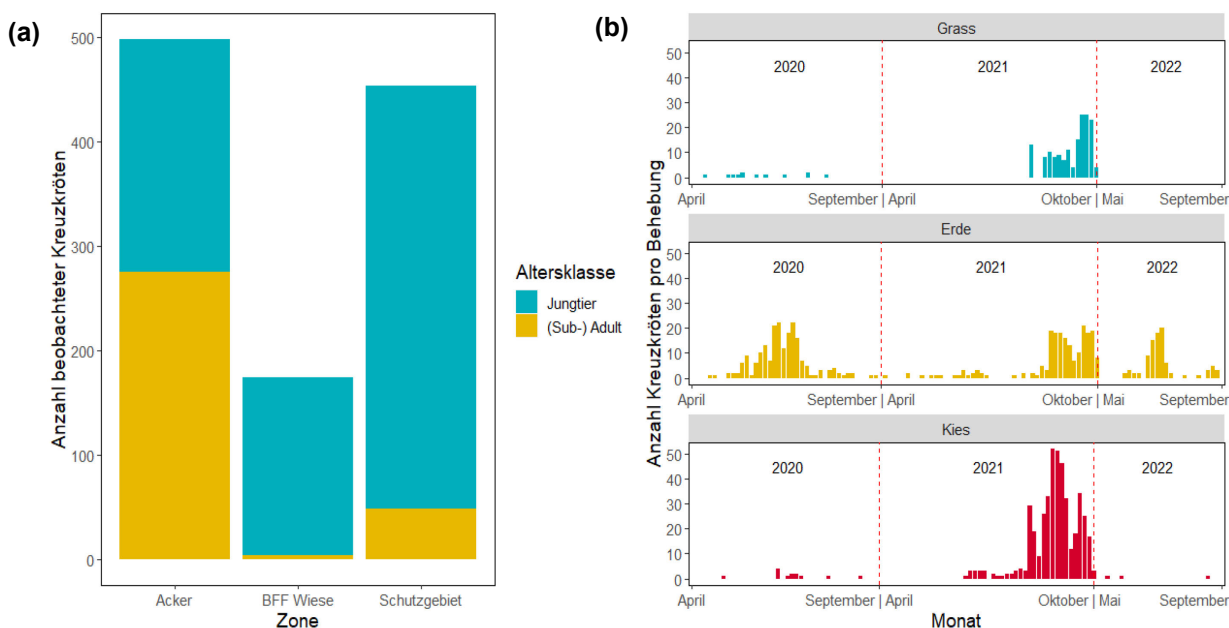


Abbildung 4.4-5: Multistate Capture-Recapture (a) Anzahl Kreuzkrötenbeobachtungen, aufgeteilt nach Zone und Altersklasse. (b) Anzahl Kreuzkrötenbeobachtungen pro Behebung über die drei Saisons. Aufgeteilt nach Bodenbedeckung: Gras (blau), Erde (gelb) und Kies (rot).

Wauwiler Moos, LU

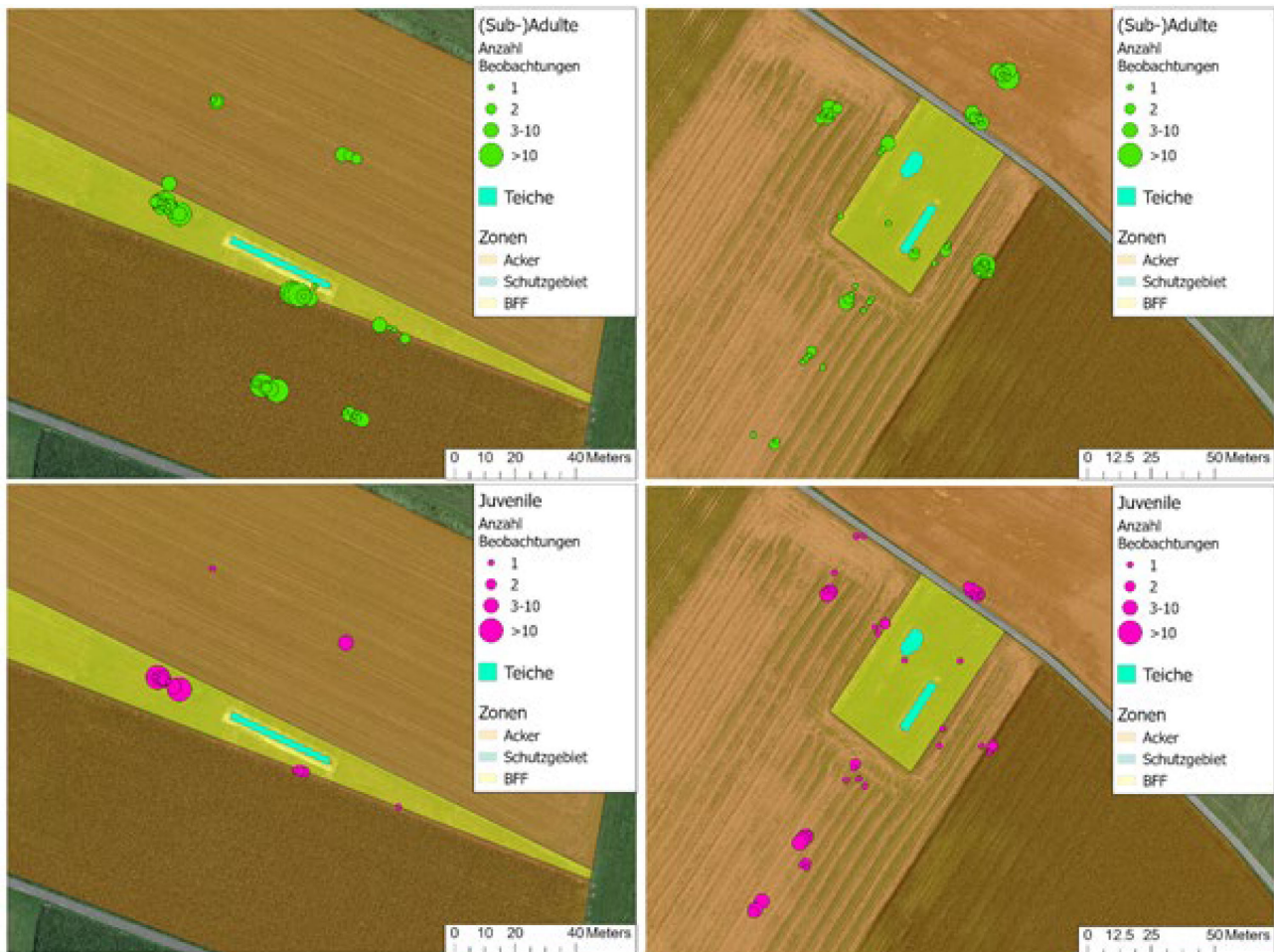


Abbildung 4.4-6: Räumliche Übersicht der Vorkommen aller erfassten adulten und subadulten (grüne Kreise, oben) und juvenilen (rosa Kreise, unten) Kreuzkröten in den Jahren 2021 und 2022 an den beiden Standorten im Wauwiler Moos: dem nordwestlichen Standort, Gewässer 9 (links), und dem südöstlichen Standort, Gewässer 10 (rechts). Die Grösse der Kreise skaliert mit der Anzahl gefundenen Kröten an dem jeweiligen Standort.

Im Wauwiler Moos wurden über die zwei Untersuchungszeiträume insgesamt 522 Beobachtungen von Kreuzkröten gemacht (Abbildung 4.4-6). Davon wurden 503 unter den ausgelegten Brettern und 19 unter natürlichen Verstecken oder auf offenem Boden gesichtet. Neben Kreuzkröten nutzten auch vereinzelt Wasserfrösche die Bretter im G9 Acker Süd und es gab eine Sichtung einer Erdkröte (Tabelle 4.4-5).

In beiden Jahren stiegen die Kreuzkrötenbeobachtungen Anfangs Mai mit den steigenden Temperaturen an. Die Maximalwerte an Kreuzkrötenbeobachtungen wurden dann Ende Mai – Juni erreicht (17 in 2021 und 19 in 2022). Danach flachten die Beobachtungen im Jahr 2021 langsam wieder ab, während es in 2022 einen zweiten Peak im August gab (Abbildung 4.4-7a).

Der Sommer 2021 verzeichnete reichlich Niederschläge, längere Trockenperioden blieben aus. Es wurden 75 Jungtiere unter Brettern gefunden. Gegen Ende der Saison 2021 stieg die Anzahl Beobachtungen aufgrund der Jungtiere wieder etwas leicht an (Abbildung 4.4-8). Der Sommer 2022 war deutlich trockener mit weniger Niederschlag (Abbildung 4.4-7b). Zwar wurden nach einem Gewitter reichlich Laichschnüre im Untersuchungsgebiet beobachtet, jedoch trockneten die Weiher während der folgenden Hitzewelle beinahe alle aus. Ein Anstieg an Jungtieren gegen Ende Saison 2022 fiel aus (Abbildung 4.4-8). Die erhöhte Anzahl an Jungtieren anfangs Saison ist auf die erfolgreiche Reproduktion des vorherigen Jahres zurückzuführen.

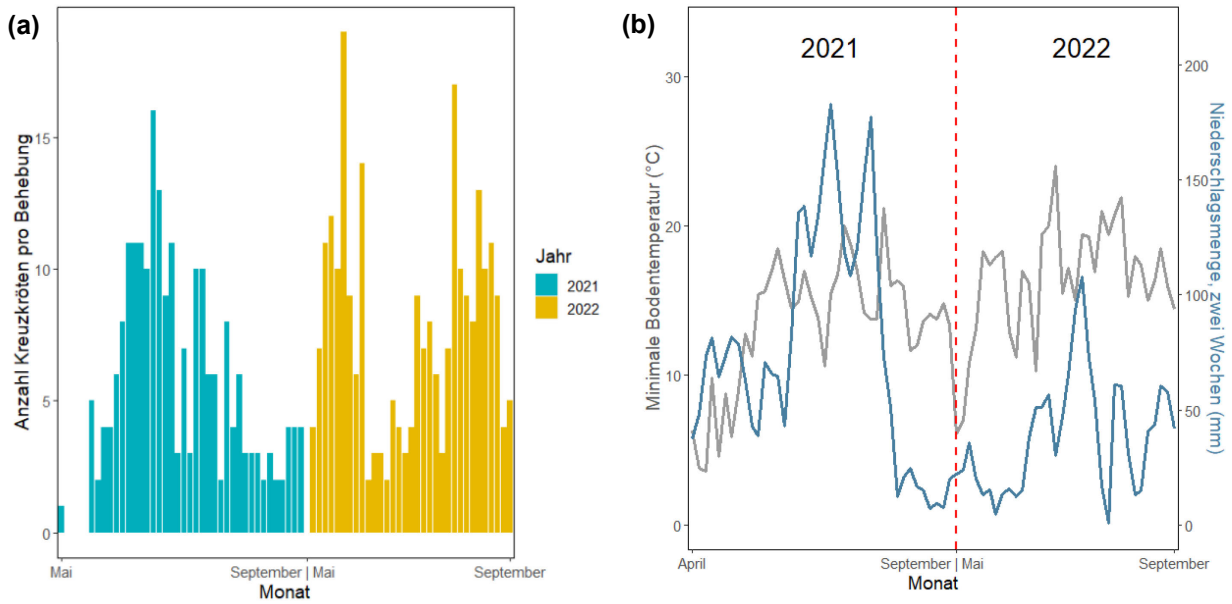


Abbildung 4.4-7: (a) Anzahl Beobachtungen von Kreuzkröten im Wauwiler Moos über die beiden Jahre. (b) Verlauf von Niederschlag und minimale Bodentemperatur über die beiden Jahre.

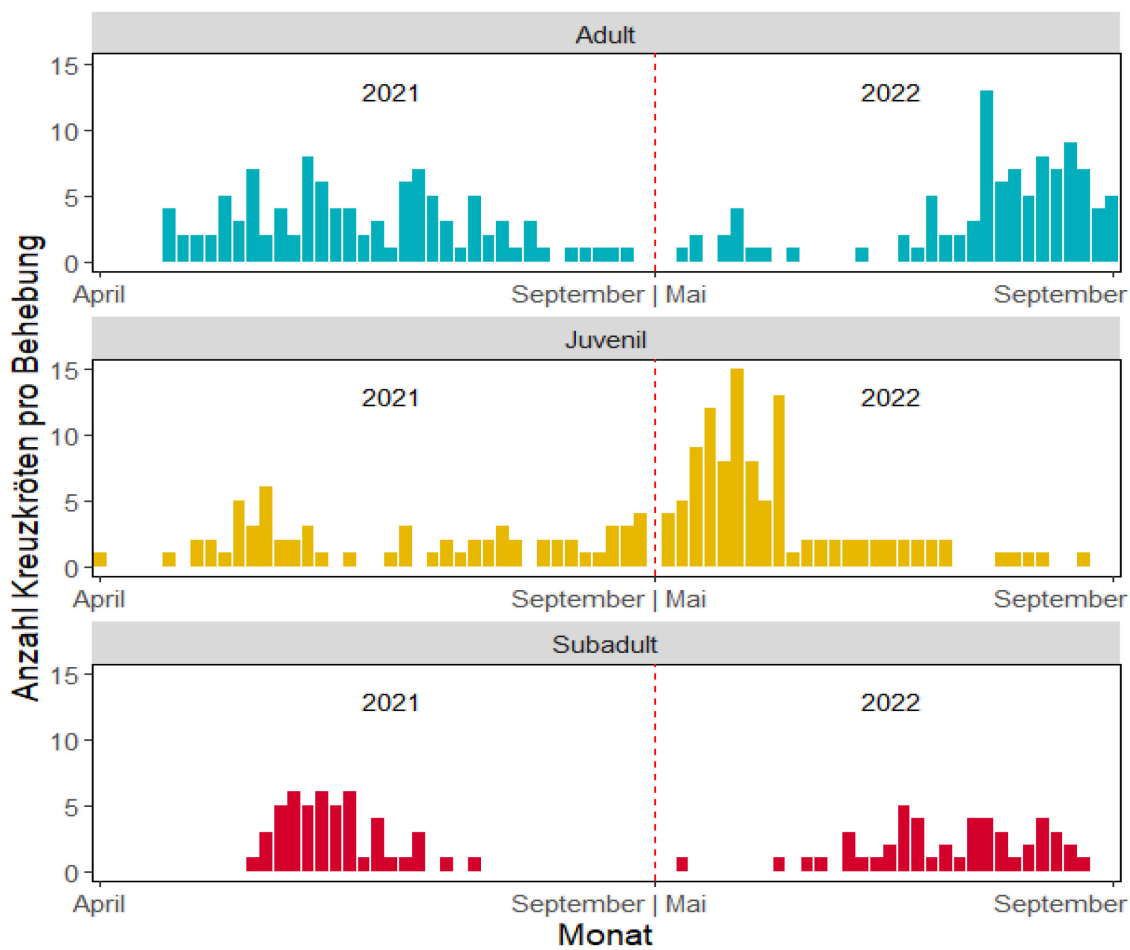


Abbildung 4.4-8: Anzahl Kreuzkröten pro Erhebung während 2021 und 2022, aufgeteilt nach Altersklasse.

Zonen und Bodenbedeckung

Die meisten Kreuzkrötenbeobachtungen (131) wurden im Acker Süd des Gewässers G9 gemacht (Tabelle 4.4-5). Auch auf allen anderen Äckern wurden Kreuzkröten gefunden. Auf der BFF rund um Gewässer G10 (Wiese G10) wurden die Bretter von Kreuzkröten wenig genutzt (11 Kreuzkröten). Auf der BFF Wiese rund um Gewässer G9 (Wiese G9) wurde dagegen deutlich häufiger Kreuzkröten beobachtet. Insgesamt wurden dort 128 Kreuzkröten unter den Brettern entdeckt. Der entscheidende Unterschied war, dass sich auf der Fläche G9 Wiese eine Hecke mit offenem Boden befand und 127 der 128 Beobachtungen der BFF Wiese gingen auf Beobachtungen unter Brettern mit dem offenen Boden zurück. Die Kreuzkröten im Wauwiler Moos bevorzugten also klar offenem Boden als Bodengrund, gegenüber von mit Gras dominiertem Untergrund. Lediglich neun der insgesamt 503 Kreuzkrötenbeobachtungen unter Brettern wurde unter einem Brett gemacht, bei welchem die Bodenbedeckung nicht aus offenem Boden bestand (Abbildung 4.4-9b).

Tabelle 4.4-5: Zusammenfassung der Anzahl der Amphibien, die in jeder untersuchten Zone des Wauwiler Moores unter Brettern gefunden wurden. Zahlen in Klammern stehen für diejenigen, die in natürlichen Verstecken gefunden wurden.

| Art | G10 Acker Nord | G10 Acker Süd | G10 Wiese | G9 Acker Nord | G9 Acker Süd | G9 Wiese | LU Gesamt |
|----------------------|----------------|-----------------|---------------|---------------|----------------|----------------|-----------------|
| Erdkröte | 1 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 1 (0) |
| Kreuzkröte | 82 (2) | 124 (11) | 11 (2) | 27 (0) | 131 (5) | 128 (0) | 503 (19) |
| Wasserfrosch Komplex | 0 (0) | 4 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 5 (0) | 0 (0) | 9 (0) |
| Total | 83 (2) | 128 (11) | 11 (2) | 27 (0) | 136 (5) | 128 (0) | 513 (19) |

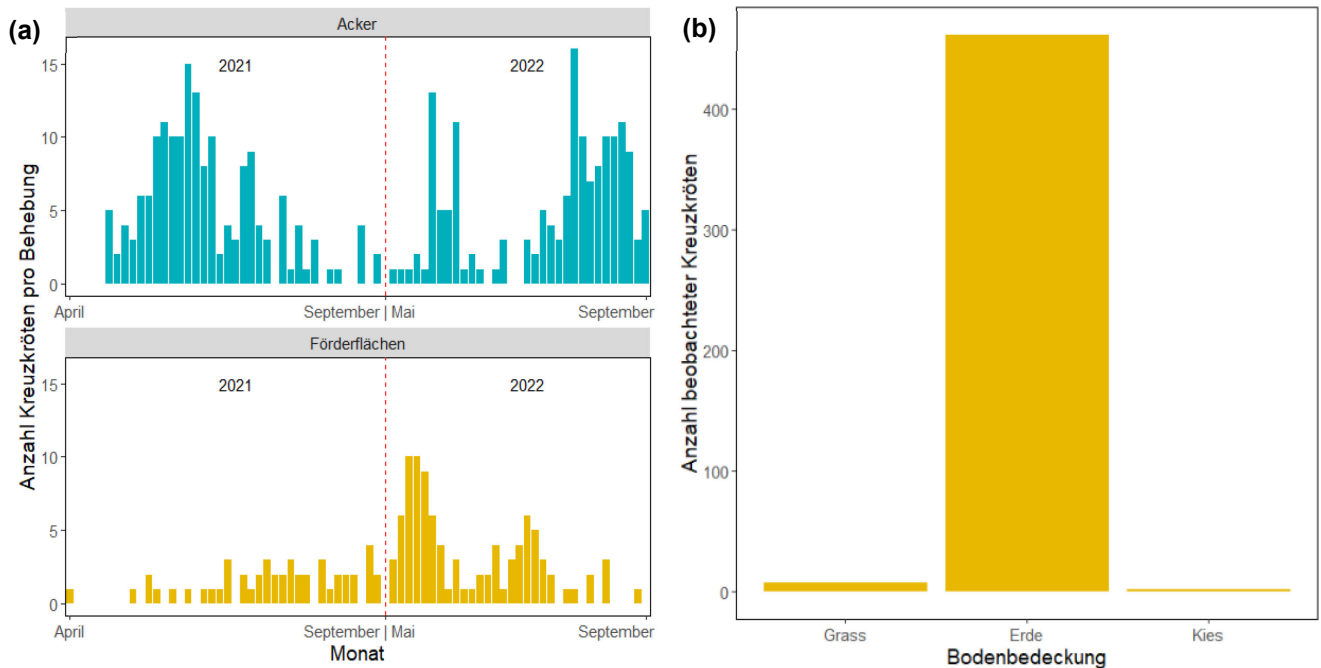


Abbildung 4.4-9: (a) Anzahl beobachteter Kreuzkröten im Wauwiler Moos während des Untersuchungszeitraumes aufgeteilt nach Zonentyp. (b) Anzahl beobachteter Kreuzkröten aufgeteilt nach Bodenbedeckung

Im ersten Jahr wurden anfangs Saison zuerst die Bretter in den offenen Ackerflächen genutzt. Später kamen vermehrt auch Bretter in der BFF dazu. Zeitgleich verdichtete sich auch die Vegetation auf den Ackerfeldern, da die Maispflanzen und auch Unkrautpflanzen immer dichter wuchsen. In der zweiten Saison schien der Trend eher gegenläufig. Beobachtungen in den Förderflächen nahmen über den Sommer hinweg eher ab, während Beobachtungen auf den Acker zunahmen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Ackerflächen im Jahr 2022 durch dicht bepflanzte Getreidesorten einen weniger attraktiven Lebensraum für die Kröten boten als die weiten Reihen der Maisfelder im vorherigen Jahr. Im zweiten Teil der Saison 2022, nachdem die Getreidefelder geerntet wurden,

finden sich dann wieder vermehrt Kreuzkröten in den Acker gegenüber den Förderflächen (Abbildung 4.4-9a). Dies fiel mit dem zweiten Peak der Beobachtungen im Jahr 2022 zusammen, bei dem es sich hauptsächlich um adulte und subadulte Tiere handelte. Hier können wir vermuten, dass die grosse Juvenilkohorte des Vorjahres in spätere Entwicklungsstadien eintrat und dass regelmäßige Niederschläge und die Ernte der dicht wachsenden Getreidefelder die Nutzung unserer Bretter auf den Feldern förderten.

Goodness-of-Fit Tests

Mit den «Goodness of Fit» Tests wurde geprüft, ob die verwendeten Methoden für die erhobenen Daten zulässig sind und, wenn nicht, wie die Modelle angepasst werden können, um eventuelle Anomalien in den Datensätzen zu berücksichtigen. Die «Goodness-of-Fit» Tests für Lachmatt und Wauwil zeigten insgesamt eine mangelnde Anpassung. In Wauwil war dies auf einen signifikant positiven Test auf «Transience» zurückzuführen (Tabelle 4.4-6). Der positive «Transience» Test deutet auf einen Überschuss an Tieren hin, die einmal gesehen wurden und nie wieder im Datensatz vorkommen (Gimenez et al. 2018). «Transience» wurde auch in der Lachmatt-Population beobachtet, ebenso wie ein signifikanter Test auf «Trap Dependence». Der Sign Test für «Trap Dependence» war negativ, was auf «Trap Happiness» hindeutet, d. h. auf einen Überschuss an Tieren, die immer wieder in die Verstecke zurückkehren, was zu überhöhten Wiederfangraten führt (Pradel et al. 2012).

Um diese Muster zu korrigieren, haben wir «Agebin» als erklärende Variable für die Überlebens- und Entdeckungsrate in alle untersuchten Multistate-Modelle aufgenommen. Die «Agebin»-Variable unterscheidet die Fangereignisse jedes Individuums zwischen dem ersten und allen nachfolgenden Wiederfängen und ermöglicht separate Schätzungen der Überlebens- und Entdeckungsrate für vorübergehende und/oder fallenunbewusste Individuen gegenüber ansässigen und/oder fallenbewussten Individuen.

Tabelle 4.4-6: Ergebnisse der "Goodness of Fit"-Tests der Fanggeschichten aller identifizierten Individuen über alle Untersuchungsjahre von Lachmatt und Wauwil.

| Ort | Test | Bedeutung | Stat | df | p-value | Sign test |
|----------|---------------|----------------------------------|---------|----|---------|-----------|
| Lachmatt | overall_CJS() | Overall | 188.523 | 67 | 0.000 | - |
| | test2ct() | Trap Dependence | 60.607 | 24 | 0.000 | -4.99 |
| | test3sr() | Transience | 112.92 | 20 | 0.000 | 6.29 |
| | test2cl() | Temporal Dependence (short-term) | 14.288 | 20 | 0.816 | - |
| | test3sm() | Temporal Dependence (long-term) | 0.708 | 3 | 0.871 | - |
| Wauwil | overall_CJS() | Overall | 333.083 | 88 | 0.000 | - |
| | test2ct() | Trap Dependence | 36.217 | 29 | 0.167 | -3.42 |
| | test3sr() | Transience | 270.219 | 31 | 0.000 | 13.63 |
| | test2cl() | Temporal Dependence (short-term) | 26.647 | 28 | 0.538 | - |
| | test3sm() | Temporal Dependence (long-term) | 0.000 | 0 | 1.000 | - |

Modelle

In allen betrachteten Modellen in beiden Untersuchungsregionen wurde «Stratum (Landnutzungszonentyp) in den besten Modellen immer als Kovariable für die Überlebenswahrscheinlichkeit und die Entdeckungswahrscheinlichkeit einbezogen. Die Unterscheidung zwischen transienten Kröten und standorttreuen Kröten mit Hilfe der Variable «Agebin» erwies sich ebenfalls als wichtiger Faktor für die Überlebenswahrscheinlichkeit an beiden Standorten, wobei transiente Kröten im Vergleich zu wieder gefangenen (standorttreuen) Kröten deutlich geringere Überlebenswahrscheinlichkeiten aufwiesen. Ebenso war der Niederschlag in beiden Regionen ein Faktor für die Entdeckungswahrscheinlichkeit, wobei längerfristige Niederschläge in den letzten zwei Wochen positiv mit der Krötenpräsenz unter den Brettern korrelierten. Die Übergangsraten schwankten zwischen verschiedenen Zonen,

waren jedoch mit wenigen Ausnahmen im Allgemeinen sehr niedrig (<10 %). Die Mehrheit der wiedergefangenen Kreuzkröten bleibt also im selben Zonentyp.

Lachmatt (2020-2022)

In Gebiet Lachmatt bestand das beste Modell aus den kombinierten Auswirkungen der Landnutzung (Stratum) und dem Kontrast zwischen ersten und späteren Fängen (Agebin) auf die Überlebenswahrscheinlichkeit, während Stratum, Geschlecht, Alter und Niederschlag die Entdeckungswahrscheinlichkeit bestimmten (Tabelle 4.4-7). Die Überlebenswahrscheinlichkeiten in den verschiedenen Landnutzungszonen waren bei wiedereingefangenen Kröten ähnlich (S1, 0.81–0.96), unterschieden sich jedoch stark zwischen den beiden Agebin-Kategorien, wobei wiedereingefangene Individuen deutlich höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten aufwiesen. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten transienter Kröten (S0) waren im Schutzgebiet am niedrigsten (0.30) und in Ackerflächen am höchsten (0.68).

Tabelle 4.4-7: Bestes Model für Lachmatt (2020-2022), Model 84: $S(\sim\text{stratum} + \text{agebin}) p(\sim\text{stratum} + \text{sex} + \text{age class} + \text{rain2w}) \text{Psi}(\sim-1 + \text{stratum}:\text{tostratum}), S(\sim\text{stratum} + \text{agebin}) p(\sim\text{stratum} + \text{agebin}) \text{Psi}(\sim-1 + \text{stratum}:\text{tostratum})$, S = Überlebenswahrscheinlichkeit, p = Entdeckungswahrscheinlichkeit, Psi = Übergangsrate, agebin = Aufteilung zwischen ersten (S0) und restlichen Fängen (S1), stratum = Zonentyp, LCL = unteres Limit des 95% Konfidenzintervalls, UCL = oberes Limit des 95% Konfidenzintervalls.

| Parameter | Zonentyp | Agebin | Sex | Altersgruppe | Estimate | SE | LCL | UCL |
|-----------------------------------|-----------------------|--------|-----------|--------------|----------|-------|-------|-------|
| Überlebenswahrscheinlichkeit (S) | natürlich | S0 | | | 0.298 | 0.048 | 0.214 | 0.398 |
| | natürlich | S1 | | | 0.828 | 0.043 | 0.726 | 0.898 |
| | halbnatürlich | S0 | | | 0.498 | 0.192 | 0.181 | 0.817 |
| | halbnatürlich | S1 | | | 0.919 | 0.052 | 0.744 | 0.978 |
| | landwirtschaftlich | S0 | | | 0.676 | 0.061 | 0.548 | 0.782 |
| | landwirtschaftlich | S1 | | | 0.96 | 0.021 | 0.892 | 0.986 |
| Entdeckungswahrscheinlichkeit (p) | natürlich | | weiblich | (sub)adult | 0.285 | 0.078 | 0.157 | 0.458 |
| | halbnatürlich | | weiblich | (sub)adult | 0.002 | 0.002 | 0.001 | 0.01 |
| | landwirtschaftlich | | weiblich | (sub)adult | 0.579 | 0.07 | 0.44 | 0.707 |
| | natürlich | | mannlich | (sub)adult | 0.453 | 0.074 | 0.315 | 0.598 |
| | halbnatürlich | | mannlich | (sub)adult | 0.005 | 0.004 | 0.001 | 0.02 |
| | landwirtschaftlich | | mannlich | (sub)adult | 0.742 | 0.056 | 0.617 | 0.836 |
| | natürlich | | unbekannt | (sub)adult | 0.503 | 0.143 | 0.248 | 0.754 |
| | halbnatürlich | | unbekannt | (sub)adult | 0.006 | 0.005 | 0.001 | 0.027 |
| | landwirtschaftlich | | unbekannt | (sub)adult | 0.778 | 0.078 | 0.59 | 0.895 |
| | natürlich | | unbekannt | juvenile | 0.103 | 0.038 | 0.049 | 0.206 |
| | halbnatürlich | | unbekannt | juvenile | 0.001 | 0.001 | 0 | 0.003 |
| | landwirtschaftlich | | unbekannt | juvenile | 0.286 | 0.067 | 0.174 | 0.432 |
| Transitions(Psi) | nat. zu halbnat. | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | nat. zu landwirt. | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | halbnat. zu nat. | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | halbnat. zu landwirt. | | | | 0.026 | 0.016 | 0.007 | 0.085 |
| | landwirt. zu nat. | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | landwirt. zu halbnat. | | | | 0.265 | 0.047 | 0.184 | 0.365 |

Wauwiler Moos (2021-2022)

Das beste Modell für Wauwil enthielt die erklärenden Variablen «Stratum» und «Agebin» für die Überlebenswahrscheinlichkeit. Stratum, Geschlecht und Niederschlag bestimmten die Entdeckungswahrscheinlichkeiten (Tabelle 4.4-8). Beim Vergleich innerhalb derselben Altersgruppe waren die Überlebensraten in den halbnatürlichen Zonen (BFF) höher geschätzt als in den landwirtschaftlichen Zonen (Acker). Weibliche und männliche Kröten hatten im Vergleich zueinander in beiden Zonen ähnliche Entdeckungswahrscheinlichkeiten, aber Individuen ohne identifiziertes Geschlecht (Juvenile und subadulte Tiere) hatten deutlich geringere Entdeckungswahrscheinlichkeiten. Die Entdeckungswahrscheinlichkeiten bei den BFF waren über alle Geschlechter hinweg deutlich höher als auf den Ackerflächen. Das Modell sagt voraus, dass ein moderater Austausch zwischen den Ackerflächen und BFF stattgefunden hat, wobei die Bewegung in Richtung landwirtschaftlichen Zonen gerichtet ist.

Tabelle 4.4-8: Bestes Model für das Wauwiler Moos (2021-2022), Model 73: $S(\sim\text{stratum} + \text{agebin})p(\sim\text{stratum} + \text{sex} + \text{rain2w})\text{Psi}(\sim-1 + \text{stratum}:\text{tostratum}), S(\sim\text{stratum} + \text{agebin})p(\sim\text{stratum} + \text{agebin})\text{Psi}(\sim-1 + \text{stratum}:\text{tostratum})$, S = Überlebenswahrscheinlichkeit, p = Entdeckungswahrscheinlichkeit, Psi = Übergangsrate, agebin = Aufteilung zwischen ersten (S0) und restlichen Fängen (S1), stratum = Zonentyp, SE = Standardfehler, LCL = unteres Limit des 95% Konfidenzintervalls, UCL = oberes Limit des 95% Konfidenzintervalls.

| Parameter | Zonentyp | Agebin | Sex | Schätzwert | SE | LCL | UCL |
|-------------------------------------|-----------------------|--------|-----------|------------|-------|-------|-------|
| Überlebenswahrscheinlichkeit (S) | halbnatürlich | S0 | | 0.839 | 0.085 | 0.604 | 0.947 |
| | halbnatürlich | S1 | | 0.99 | 0.006 | 0.966 | 0.997 |
| | landwirtschaftlich | S0 | | 0.254 | 0.027 | 0.204 | 0.311 |
| | landwirtschaftlich | S1 | | 0.869 | 0.022 | 0.819 | 0.907 |
| Entdeckungswahrscheinlichkeit (p) | halbnatürlich | | weiblich | 0.726 | 0.086 | 0.531 | 0.86 |
| | landwirtschaftlich | | weiblich | 0.23 | 0.051 | 0.145 | 0.344 |
| | halbnatürlich | | männlich | 0.72 | 0.073 | 0.558 | 0.84 |
| | landwirtschaftlich | | männlich | 0.225 | 0.03 | 0.172 | 0.289 |
| | halbnatürlich | | unbekannt | 0.393 | 0.064 | 0.276 | 0.523 |
| | landwirtschaftlich | | unbekannt | 0.068 | 0.018 | 0.04 | 0.112 |
| Übergangswahrscheinlichkeiten (Psi) | halbnat. zu landwirt. | | | 0.209 | 0.047 | 0.131 | 0.316 |
| | landwirt. zu halbnat. | | | 0.018 | 0.005 | 0.01 | 0.032 |

Im Gegensatz zu den Ergebnissen von Lachmatt (<1 %) waren die Entdeckungswahrscheinlichkeiten in den halbnatürlichen Zonen (BFF) im Vergleich zu den anderen Zonen für alle Geschlechts- und Altersklassen relativ hoch. Juvenile Kröten hatten die geringste Wahrscheinlichkeit, entdeckt zu werden.

Räumlich expliziter Fang-Wiederfang

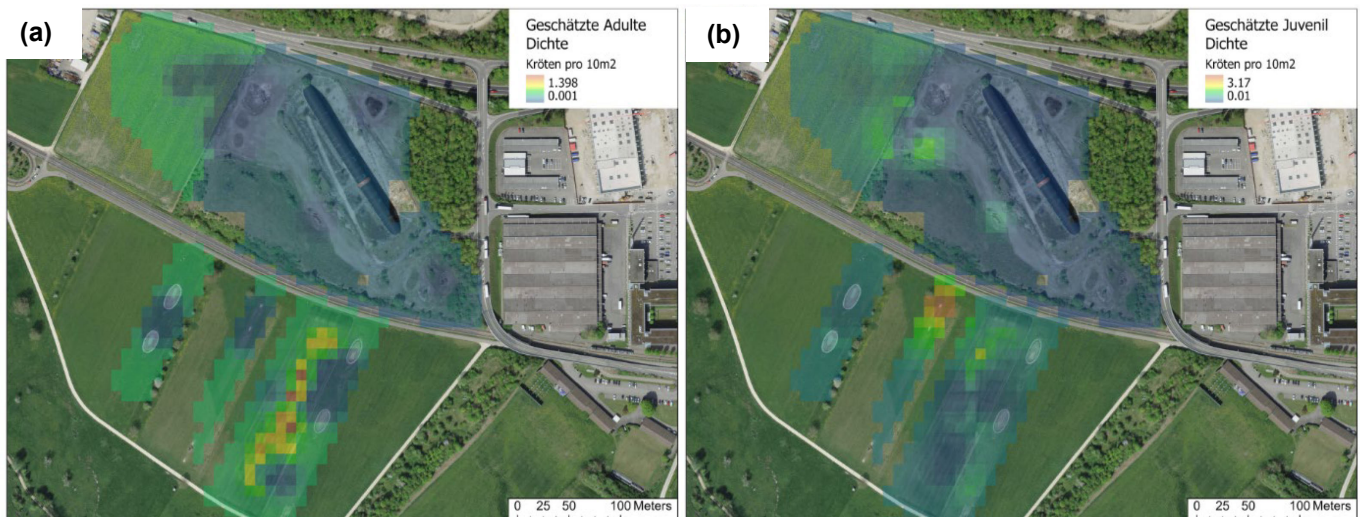


Abbildung 4.4-10: (a) Geschätzte Dichteverteilung von adulten und (b) juvenilen Tieren in Lachmatt (BL) im Jahr 2021. Die Farbskala beschreibt die Anzahl Kröten pro Pixel (blau = niedrig, rot = hoch).

Die besten räumlich expliziten Fang-Wiederfang-Modelle der alters- und geschlechtsbasierten Modelle in Lachmatt, BL und Wauwil, LU waren sehr ähnlich. Typ und Jahr der Landnutzungszone wurden als Kovariable für die Krötendichte in allen Modellen und fast alle Entdeckungswahrscheinlichkeiten mit Ausnahme des Jahres im altersbasierten Wauwil-Modell einbezogen. Fallenabhängigkeit und Niederschlag waren in allen Modellen ebenfalls wichtige Determinanten der Entdeckungswahrscheinlichkeit. Sigma wurde im Allgemeinen nur durch den Faktor Studienjahr bestimmt, mit Ausnahme des Geschlechts bei Erwachsenen in Wauwil, LU. Wir fanden keine klaren Muster in der Krötendichte als Funktion des Brettabstands zum Feldrand und zum ALG.

Drei der vier Modelle erlaubten keine verlässlichen Dichteschätzungen. Infolgedessen konnte die Populationsgröße nicht genau geschätzt werden. Anhand des einzigen verlässlichen Modells für Lachmatt sehen wir, dass die Dichte erwachsener Kröten in Ackerland deutlich höher war als in BFF (0,1–0,2 Kröten pro 10 m² im Ackerland gegenüber nahezu Null in BFF) (Abbildung 4.4-10). Die Dichte der adulten Kröten hat sich im Jahr 2022 verdoppelt, was wahrscheinlich auf die hohe Rekrutierung von juvenilen Kröten im Jahr 2021 zurückzuführen ist. Die Dichte männlicher und weiblicher Kröten war in den beiden Landnutzungszone ungefähr gleich.

Im Gegensatz zu den Multistate-Modellen waren die geschätzten Entdeckungswahrscheinlichkeiten in den räumlich expliziten Fang-Wiederfang-Modellen in allen Untersuchungsregionen konsistent (Abbildung 4.4-11). Die Entdeckungsraten bei BFF waren denen auf Ackerland ähnlich. Die Nutzung der Bretter war bei Adulten im Allgemeinen höher als bei Juvenilen. Auch in der Lachmatt nutzten männliche Kröten die Bretter häufiger als weibliche. Die Entdeckungswahrscheinlichkeiten lagen zwischen 0,05 und 0,3, was darauf hindeutet, dass im Durchschnitt zwischen 1/20 und 1/3 der anwesenden Kröten gefunden wurden. Der Niederschlag war in allen Modellen ein wichtiger Prädiktor für die Entdeckungsraten, wobei der kumulative Niederschlag in den zwei Wochen vor einem Besuch in den besten Modellen für drei der Datensätze enthalten war (Abbildung 4.4-11). Erhöhte Niederschläge erhöhten die Wahrscheinlichkeit, dass Kröten die Bretter nutzen. Darüber hinaus deuteten die Modelle ausnahmslos auf extreme Unterschiede in den Entdeckungsraten bei der Fallenerkennung hin (Abbildung 4.4-11). Die Entdeckungsraten für Kröten, die noch nie zuvor angetroffen wurden, wurden auf nahezu Null geschätzt.

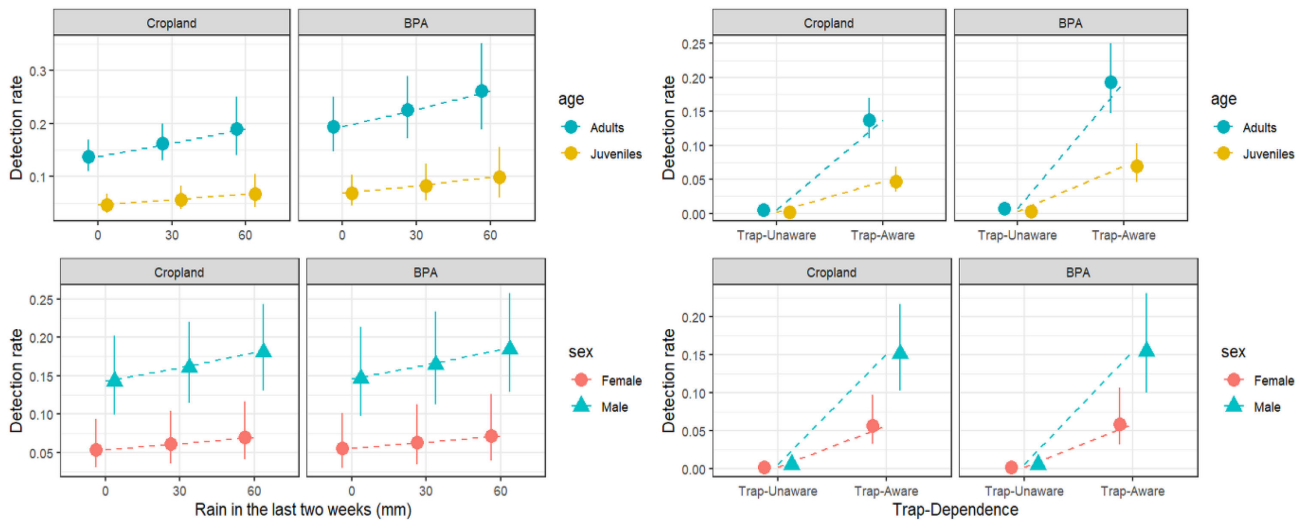


Abbildung 4.4-11: Einfluss von Niederschlag (links, «rain in the last two weeks (mm)») und «trap dependence» («Fallenbewusstheit») (rechts) auf die Entdeckungsraten («detection rate») in der Studienpopulation in Wauwil, LU. Die oberen Bereiche zeigen die Parameterschätzungen für die altersbasierten Modelle, wobei adulte Kröten in Blaugrün und Juvenile in Gelb dargestellt sind. Im unteren Bereich werden die Schätzungen für die nur für Adulte geschlechtsbasierten Modelle gezeigt, wobei die weiblichen in Rot und die männlichen in Blau dargestellt sind.

4.4.4 Diskussion

Die erste Datenerhebung fand in der Lachmatt im relativ trockenen Sommer 2020 statt. In der Lachmatt verschwanden die Kreuzkröten von den ausgelegten Brettern während der Dürreperiode. Es entwickelten sich tiefe Risse im Boden, die möglicherweise ein geeigneteres Versteck für Kreuzkröten darstellten, als die ausgelegten Bretter. Auch im Jahr 2022 war es sehr trocken und heiss und daher war die Situation ähnlich. Die Bewegung der Kreuzkröten war relativ gering in diesen beiden trockenen Jahren. Das Jahr 2021 hingegen war feuchter. Lange Trockenperioden blieben aus, es kam zeitweise zu Überschwemmungen und es entstanden zusätzliche temporäre Gewässer. Einige Tümpel behielten über längere Zeit Wasser, was den Kaulquappen der Kreuzkröten Zeit gab, sich zu entwickeln. Dies hatte zur Folge, dass der Grossteil der Beobachtungen im Jahr 2021 aus juvenilen Tieren bestand, während in 2020 und 2022 kaum Jungtiere beobachtet wurden. Im Wauwiler Moos zeigten die Zahlen der beobachteten Kreuzkröten weniger Unterschiede zwischen den Jahren als in der Lachmatt. Zwar gingen auch im Wauwiler Moos die Zahlen etwas zurück während der heissesten Phase in 2022, doch nutzten die Kreuzkröten die Bretter in beiden Jahren durchgehend, es gab eine ähnliche Anzahl an Gesamtbeobachtungen.

Kreuzkröten nutzen im juvenilen Alter andere Habitate als die adulten Tiere. Während adulte und subadulte Tiere vor allem in den Ackerflächen mit offenem Bodengrund und im Schutzgebiet zu finden waren, benutzen die juvenilen Tiere auch die BFF. Adulte Kreuzkröten bevorzugten eindeutig offenen, erdigen oder kiesigen Bodengrund und mieden den Gras-dominierten Untergrund der BFF oder den mit Wiese bewirtschafteten Acker. Dies wirft die Frage auf, wie sehr Kreuzkröten von aktuellen BFF profitieren können, oder ob es Anpassungen braucht. Im Wauwiler Moos zeigte sich eindrücklich, dass offene Bodenflächen auch in den BFF von Kreuzkröten genutzt wurden. Offener Boden könnte eine vielversprechende Aufwertungsmassnahme sein, um BFF für Kreuzkröten attraktiv zu gestalten.

Im Jahr 2020 wurden in der Lachmatt wenige Wechsel von Individuen zwischen den verschiedenen Zonen festgestellt. Die meisten Wiederfänge erfolgten unter demselben Brett. Dies widerspiegelte sich auch im Phänomen der «Trap Happiness». Da es im Jahr 2020 sehr trocken war und die Bretter Feuchtigkeit länger speicherten, waren die Kreuzkröten eventuell mehr auf die Bretter angewiesen und nutzten sie deshalb als Versteck. Im nassen Jahr 2021 konnte keine «Trap Happiness» mehr nachgewiesen werden, vermutlich da die Kröten auch vermehrt andere geeignete Verstecke gefunden haben, die feucht genug waren. Ausserdem war das Rapsfeld (Acker Süd) sehr dicht und bot viele Versteckmöglichkeiten, während es im Vorjahr nur spärlich bepflanzt war.

Im Jahr 2021 wurden ausserdem mehrere Wiederfänge in verschiedenen Zonen verzeichnet. Dabei war allerdings der Austausch zwischen den verschiedenen Zonen nicht gleich gross. In der Lachmatt fand beispielsweise kein Austausch zwischen dem Schutzgebiet und den anderen Zonen statt. Der Austausch fand ausschliesslich zwischen den halbnatürlichen Zonen, also den BFF, und den Ackerflächen statt, wo pro Zeitintervall zwischen den Untersuchungstagen (3-4 Tage) jeweils ein paar Prozent der Population zwischen den Zonen hin und her wechselten.

In allen Jahren wurde «transientes» Verhalten durch die Multistate Capture-Recapture Modelle festgestellt. «Transients» sind Tiere, die nur ein einziges Mal gefunden wurden. Dafür gibt es mehrere Erklärungsansätze (Genovart & Pradel 2019) und wir können nicht sagen, welche Erklärung zutrifft. Eine plausible Erklärung ist, dass manche Individuen einen grösseren Aktionsradius aufweisen und aus dem Studiengebiet auswandern (Schwarzkopf und Alford 2002). Ein Teil der Population scheint ein nomadisches Verhalten an den Tag zu legen, während andere Individuen sich in einem Gebiet niederlassen und dort bleiben.

Eine wichtige Erkenntnis aus dieser Studie ist, dass Gras-dominierte BFF wenig von adulten Kreuzkröten genutzt werden. Die Attraktivität lässt sich jedoch durch offenen Bodengrund deutlich erhöhen. Basierend auf unseren Beobachtungen stellt offener Bodengrund eine geeignete Massnahme dar, um gezielt Kreuzkröten zu fördern oder zu schützen. Adulte Kreuzkröten nutzen Ackerflächen über die ganze Saison, von April bis Oktober (siehe dazu auch Schweizer 2014). Der offene, lockere Boden bietet ihnen einen geeigneten Lebensraum zum Jagen und verstecken. Dabei fällt aus eigener Beobachtung auf, dass Felder in weiten Reihen und lockerer Vegetation (z.B. Mais) deutlich dichter von Kreuzkröten besiedelt sind als dichter bepflanzte Felder wie zum Beispiel Weizen. Ein Weizenfeld, welches in 2022 Teil der Feldstudie war, verzeichnete über längere Zeit keine einzige Kreuzkrötensichtung bis zum Zeitpunkt, an dem das Getreide geerntet wurde. Nach der Ernte waren plötzlich Kreuzkröten unter den Brettern im Feld zu finden. Der BFF-Typ «Weizen in weiter Reihe» («Hasenweizen») könnte daher für die Kreuzkröte attraktiv sein. Die Feldstudie zeigte ebenfalls die Attraktivität der Bretter als Tagesversteck. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Holzhaufen und andere Kleinstrukturen wie Steinhaufen für Kreuzkröten attraktiv sind (Berger et al. 2011). Holzhaufen werden von Amphibien als Tagesverstecke genutzt. Indermaur & Schmidt (2011) konnten zeigen, dass in der Wildflussaue des Tagliamento (Italien) Erdkröte (*Bufo bufo*) und Wechselkröten (*Bufo viridis*) mehr als 50 m² Schwemmholzhaufen im Streifgebiet im LLR benötigen. Eine positive Wirkung von Kleinstrukturen wie Holzhaufen ist auch in strukturarmen Agrarlandschaften zu erwarten (Schmidt & Indermaur 2012), denn der Reichtum an Kleinstrukturen wirkt sich positiv auf die Abundanz von Amphibien aus (Stewart & Pough 1983).

5 Abkürzungen

| | |
|------|--|
| ALG | Amphibienlaichgewässer (ein Amphibienlaichgebiet kann mehrere ALG umfassen) |
| BFF | Biodiversitätsförderfläche |
| DZV | Direktzahlungsverordnung (sofern im Text nicht anders angegeben bezieht sich die Arbeit auf den Stand vom 1. Jan 2023) |
| EFSA | Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit |
| GGZ | Gleichgewichtszustand |
| IANB | Inventar der Amphibienlaichgebiete nationaler Bedeutung |
| LLR | Landlebensraum |
| LN | Landwirtschaftliche Nutzfläche |
| MPK | Metapopulationskapazität |
| ÖLN | Ökologischer Leistungsnachweis |
| PSM | Pflanzenschutzmittel |
| RMM | Risikominderungsmassnahmen |

6 Literaturverzeichnis

- Awkerman, J., Raimondo, S., Schmolke, A., Galic, N., Rueda-Cediel, P., Kapo, K., Accolla, C., Vaugeois, M., Forbes, V. (2020). Guidance for Developing Amphibian Population Models for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16, 223–233.
- BAFU. (2012). Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung. BAFU, Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU (Hrsg.) (2018). Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich 2020 – 2024. Mitteilung des BAFU als Vollzugsbehörde an Gesuchsteller. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1817: 294
- BAFU und BLW. (2016). Umweltziele Landwirtschaft: Statusbericht. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Berger, G., Pfeffer, H., Kalettka T. (2011). Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten, Natur & Text, Rangsdorf.
- Berger, G., T. Schönbrodt, Langer, C., Kretschmer, H. (1999). Die Agrarlandschaft der Lebusplatte als Lebensraum für Amphibien. *RANA Sonderheft*, 3: 81-99.
- Berrill, M., Coulson, D., McGillivray, L., Pauli, B. (1998). Toxicity of endosulfan to aquatic stages of anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17: 1738-1744.
- Bio-Suisse (2020). Bio Suisse Richtlinien für die Erzeugung, Verarbeitung und den Handel von Knospe-Produkten, Bio-Suisse.
- Blab, J. (1986). *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. Kilda-Verlag, Greven.
- BLV (2022). Weisungen und Merkblätter, Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen, <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/weisungen-und-merkblaetter.html>
- BLW (2017). Beiträge für extensive Produktion, Bundesamt für Landwirtschaft, Bern
- Boissinot, A., Besnard, A., Lourdes, O. (2019). Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 269: 51-61
- Bolger, D., Morrison, T., Vance, B., Lee, D., Farid, H. (2012). A computer-assisted system for photographic mark-recapture analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 813-822.
- Böll, S., Schmidt, B. R., Veith, M., Wagner, N., Rödder, D., Weinmann, C., Kirschey, T., Lötters, S. (2013). Anuran amphibians as indicators for changes in aquatic and terrestrial ecosystems following GM crop cultivation: a monitoring guideline. *BioRisk*, 8: 39-51.
- Bozzuto, C. (2020). A quantitative framework to guide restoration of butterfly communities in fragmented landscapes. Technical report, Wildlife Analysis GmbH, Zurich, Switzerland. doi:10.13140/RG.2.2.28616.14080. <https://www.researchgate.net/publication/346561944>.
- Bozzuto, C., Schmidt, B.R., Canessa, S. (2020). Active responses to outbreaks of infectious wildlife diseases: Objectives, strategies and constraints determine feasibility and success. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 287: 20202475.
- Brand, A. B., Snodgrass, J. W. (2010). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology*, 1: 295-301.
- Brock, T. C. M., Lahr, J., van den Brink, P. J. (2000). Ecological Risks of Pesticides in Freshwater Ecosystems. Part 1: Herbicides. Wageningen, Alterra, 2000. Alterra-Rapport 088: 127
- Brühl, C. A., Alscher, A., Hahn, M., Berger, G., Bethwell, C., Graef, F., Schmidt, T., Weber, B. (2015). Protection of biodiversity in the risk assessment and risk management of pesticides (plant protection products & biocides) with a focus on arthropods, soil organisms and amphibians. Federal Environment Agency, Dessau.

- 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.
- Bundesrat (1998) (Stand am 1. Januar 2023). Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV).
- Bundesrat (2001) (Stand am 1. November 2017). Verordnung vom 15. Juni 2001 über den Schutz der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Amphibienlaichgebiete-Verordnung; AlgV).
- Bundesrat (2005) (Stand am 1. Juni 2023) Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV).
- Bundesrat (2013). Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV), (Sofern im Text nicht anders angegeben bezieht sich die Arbeit auf den Stand der DZV vom 1. Januar 2023).
- Bundesrat (2017). Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/aktionsplan.html>
- Burton, T. M., Likens G. E. (1975). Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Copeia*, 3: 541-546.
- Burton, T. M., Likens G. E. (1976). Energy flow and nutrient cycling in salamander populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology*, 56:1068-1080.
- Caillet-Bois, D., Weiss, B., Benz, R., Stäheli, B., Fachliche, L., Knipfer, L. M., AGRIDEA (2014). Biodiversitätsförderung auf dem Landwirtschaftsbetrieb–Wegleitung. Agridea, Eschlikon.
- Canessa, S., Bozzuto, C., Grant, E. H. C., Cruickshank, S. S., Fisher, M. C., Koella, J. C., Lötters, S., Martel, A., Pasmans, F., Scheele, B. C., Sluijs, A. S. der, Steinfartz, S., Schmidt, B. R. (2018). Decision-making for mitigating wildlife diseases: From theory to practice for an emerging fungal pathogen of amphibians. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1987–1996.
- Caswell, H. (2001). *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland
- Caswell, H., Neubert, M. G. (2005). Reactivity and transient dynamics of discrete-time ecological systems. *Journal of Difference Equations and Applications*, 11: 295-310.
- Caswell, H. (2009). Perturbation analysis of nonlinear matrix population models. *Demographic Research*, 18(3).
- Cayuela, H., Valenzuela-Sanchez, A., Teulier, L., Martinez-Solano, I., Lena, J. P., Merilä, J., Muths, E., Shine, R., Quay, L., Denoel, M., Clobert, J., Schmidt, B. R. (2020). Determinants and consequences of dispersal in vertebrates with complex life cycles: a review of pond-breeding amphibians. *Quarterly Review of Biology*, 95: 1-36.
- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., Viana, D. S. (2020). Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469, 86–104.
- Churko, G., Szerencsits, E., Aldrich, A., & Schmidt, B. R. (2024). Spatial analysis of the potential exposure of amphibians to plant protection products at the landscape scale. *Basic and Applied Ecology*, 76, 14–24.
- Colin, T., Monchanin, C., Lihoreau, M., Barron, A. B. (2020). Pesticide dosing must be guided by ecological principles. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1575–1577.
- Collins, S., Fahrig, J. L. (2017). Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239: 399-409.
- Cooke, A. (1986). The warty newt *Triturus cristatus* at Shillow Hill: ranging on arable land. *Fauna and Flora Society Annual Report*, 38: 40-44, Huntingdonshire.
- Crowder, L. B., Crouse, D. T., Heppell, S. S., Martin, T. H. (1994). Predicting the Impact of Turtle Excluder Devices on Loggerhead Sea Turtle Populations. *Ecological Applications*, 4: 437–445.

- Cruickshank, S. S., Ozgul, A., Zumbach, S., Schmidt, B. R. (2016). Quantifying population declines based on presence-only records for Red List assessments. *Conservation Biology*, 30: 1112-1121.
- Davic, R. D., Welsh Jr H. H. (2004). On the ecological roles of salamanders. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 405-434.
- Dickman, M. (1968). The effect of grazing by tadpoles on the structure of a periphyton community. *Ecology*, 49: 1188-1190.
- Di Minin, E., Griffiths, R. A. (2011). Viability analysis of a threatened amphibian population: modelling the past, present and future. *Ecography*, 34: 162-169.
- Duellman, W. E., Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University press, Baltimore.
- Dufresnes, C., Perrin, N. (2015). Effect of biogeographic history on population vulnerability in European amphibians. *Conservation Biology*, 29: 1235-1241.
- Dürr, S., Berger, G., Kretschmer, H. (1999). Effekte acker-und pflanzenbaulicher Bewirtschaftung auf Amphibien und Empfehlungen für die Bewirtschaftung in Amphibien-Reproduktionszentren. *Rana Sonderheft*, 3: 110-116.
- Earl, J. E. (2019). Evaluating the assumptions of population projection models used for conservation. *Biological Conservation*, 237, 145–154.
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, Ockleford, C., Adriaanse, P., Berny, P., Brock, T., Duquesne, S., Grilli, S., Hernandez-Jerez, A. F., Bennekou, S.H., Klein, M., Kuhl, T., Laskowski, R., Machera, K., Pelkonen, O., Pieper, S., Stemmer, M., Sundh, I., Teodorovic, I., Tiktak, A., Topping, C.J., Wolterink, G., Aldrich, A., Berg, C., Ortiz-Santaliestra, M., Weir, S., Streiss, I. F., Smith, R.H. (2018). Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16: 5125, 301 <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125>
- ESRI. (2020). ArcGIS Pro: Release 2.6.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- ESRI. (2021). ArcGIS Survey 123: Release 3.12.232. Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- Fauth, J. (1999). Identifying potential keystone species from field data—an example from temporary ponds. *Ecology Letters*, 2: 36-43.
- Fritz, U., Laufer H. (2007). *Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- Fryday, S., Thompson, H. (2012). Toxicity of pesticides to aquatic and terrestrial life stages of amphibians and occurrence, habitat use and exposure of amphibian species in agricultural environments. *Supporting Publications*, 9: 1-343.
- Genovart, M., Pradel, R. (2019). Transience effect in capture-recapture studies: The importance of its biological meaning. *PLOS ONE*, 14(9): e0222241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222241>
- Gilioli, G., Bodini, A., Baumgärtner, J., Weidmann, P., Hartmann, J. (2008). A novel approach basen on information theory to rank conservation strategies: an application to amphibian metapopulations. *Animal Conservation*, 11: 453-462.
- Gimenez, O., Lebreton, J. D., Choquet, R., Pradel, R. (2018). R2ucare: An r package to perform goodness-of-fit tests for capture–recapture models. *Methods in Ecology and Evolution*, 9: 1749–1754.
- Graf, R., Jenny, M., Chevillat, V., Weidmann, G., Hagist, D., Pffiffner, L. (2016). *Biodiversität auf dem Landwirtschaftsbetrieb. Ein Handbuch für die Praxis*. Stämpfli AG, Bern.
- Griffiths, R. A., Williams, C. (2000). Modelling population dynamics of great crested newts (*Triturus cristatus*): A population viability analysis. *Herpetological Journal*, 10: 157-163.
- Günther, R. (1996). *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

- Hocking, D. J., Babbitt, K.J. (2014). Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology*, 9: 1-17.
- Hutchinson, T. H., Solbe, J., Kloepper-Sams, P. J. (1998). Analysis of the ecetoc aquatic toxicity (EAT) database III—comparative toxicity of chemical substances to different life stages of aquatic organisms. *Chemosphere*, 36: 129-142.
- Imesch, N., Stadler, B., Bolliger, M., Schneider, O. (2015). Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1503, 186 S.
- Indermaur, L., Schmidt, B. R. (2011). Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. *Ecological Applications*, 21: 2548-2554.
- info fauna karch. (o.D.). Das nationale Daten- und Informationszentrum der Schweiz für Amphibien und Reptilien, <http://www.karch.ch/karch/de/home.html>.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*, Gland
- Jacot, K., Burri, M., Churko, G., Walter, T. (2018). Reisanbau auf temporär gefluteter Fläche im Mittelland möglich – ein ökonomisch und ökologisch interessantes Nischenprodukt. *Agroscope Transfer*, 238, 1-8.
- Jehle, R., Arntzen, J. W. (2000). Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology*, 251: 297–306.
- Joly, P., Morand, C., Cohas, A. (2003). Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*, 326: 132-139.
- Karlsson, T., Betzholtz P.-E., Malmgren, J. C. (2007). Estimating viability and sensitivity of the great crested newt *Triturus cristatus* at a regional scale. *Web Ecology*, 7: 63-76.
- Klaus, G., Cordillot, F., Künzle, I. (2023). Gefährdete Arten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern
- Korkaric, M., Hanke, I., Grossar D., Neuweiler R., Christ, B., Wirth, J., Hochstrasser, M., Dubuis, P.-H., Kuster, T., Breitenmoser, S., Egger, B., Perren, S., Schürch, S., Aldrich, A., Jeker, L., Poiger, T., Daniel, O. (2020). Datengrundlage und Kriterien für eine Einschränkung der PSM-Auswahl im ÖLN : Schutz der Pberflächengewässer, der Bienen und des Grundwassers (Metaboliten), sowie agronomische Folgen der Einschränkungen. *Agroscope Science*, 106: 1-31.
- Korkaric M., Lehto M., Poiger T., de Baan L., Mathis M., Ammann L., Hanke I., Balmer M., Blom J. (2023) Nationale Risikoindikatoren für Pflanzenschutzmittel: Weiterführende Analysen. *Agroscope Science*, 154, 1-48
- Laake, J. (2013). RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. AFSC Processed Rep. 2013-01, 25 p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., Seattle
- Labiola. (2014). Richtlinien Bewirtschaftungsverträge Biodiversität 2014, https://www.ag.ch/media/kanton_aargau/dfr/dokumente_3/landwirtschaft_2/naturnahe_landwirtschaft_1/4-2-7-2_Bewirtschaftungsvertraege_Richtlinien_2009.pdf.
- Landwirtschaft Aargau. (o.D.). Programmorganisation Labiola, <https://www.ag.ch/media/kanton-aargau/dfr/dokumente/landwirtschaft/umweltprojekte/programm-labiola/150714-programmorganisation-labiola.pdf>
- Lange, .L, Brischoux, F., Lourdais, O. (2020). Midwife toads (*Alytes obstetricans*) select their diurnal refuges based on hydric and thermal properties. *Amphibia-Reptilia*, 41: 275-280.
- Lee-Yaw, J.A., McCune, J.L., Pironon, S., Sheth, S.N. (2022). Species distribution models rarely predict the biology of real populations. *Ecography*, 2022: e05877.
- Lenhardt, P. 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: 54-63.

- Loeffel, K., Meier, C., Hofmann, A., Cigler, H. (2009). Praxishilfe zur Aufwertung und Neuschaffung von Laichgewässern für Amphibien. Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich.
- Loman, J. (2002). Temperature, genetic and hydroperiod effects on metamorphosis of brown frogs *Rana arvalis* and *R. temporaria* in the field. *Journal of Zoology* 258: 115-129.
- Loman, J., Lardner, B. (2009). Does landscape and habitat limit the frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. *Applied Herpetology*, 6: 227.
- Meyer, A., Zumbach, S., Schmidt, B. R., Monney, J. C. (2009). Auf Schlangenspuren und Krötenpfaden: Amphibien und Reptilien der Schweiz. Haupt Verlag, Bern.
- Miaud, C., Sanuy, D. (2005). Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia*, 26: 359-366.
- Moor, H., Bergamini, A., Vorburger, C., Holderegger, R., Bühler, C., Egger, S., Schmidt, B. R. (2022). Bending the curve: simple but massive conservation action leads to landscape-scale recovery of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119, e2123070119.
- Morin, P. J. (1981). Predatory salamanders reverse the outcome of competition among three species of anuran tadpoles. *Science*, 212: 1284-1286.
- Morris, W. F., Doak, D. F. (2002). *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Musa-Steenblock, T., Hecker, A., Vogelgsang, S., Forrer, H. (2007). Forecasting of Fusarium head blight and deoxynivalenol content in winter wheat with FusaProg. *Bulletin OEPP = EPPO bulletin*, 37: 283-289.
- N'Guyen, A., Hirsch, P. E., Bozzuto, C., Adrian-Kalchhauser, I., Hôrková, K., Burkhardt-Holm, P. (2018). A dynamical model for invasive round goby populations reveals efficient and effective management options. *Journal of Applied Ecology*, 55, 342–352.
- Niggli, U., Gerowitt, B., Brühl, C., Liess, M., Schulz, R. (2019). Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn
- Ockleford, C., Adriaanse, P., Berny, P., Brock, T., Duquesne, S., Grilli, S., Hernandez Jerez, A., Bennekou, S., Klein, M., Kuhl, T., Laskowski, R., Machera, K., Pelkonen, O., Pieper, S., Stemmer, M., Sundh, I., Teodorović, I., Tiktak, A., Topping C., Smith R. (2018). Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16:5125, 301.
- O'Donnell, K. M., Messerman, A. F., Barichivich, W. J., Semlitsch, R. D., Gorman, T. A., Mitchell, H. G., Allan, N., Fenolio, D., Green, A., Johnson, F. A., Keever, A., Mandica, M., Martin, J., Mott, J., Peacock, T., Reinman, J., Romañach, S. S., Titus, G., McGowan, C. P., Walls, S. C. (2017). Structured decision making as a conservation tool for recovery planning of two endangered salamanders. *Journal for Nature Conservation*, 37: 66–72.
- Oppermann, R., Neumann A., Huber S. (2008). Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstilllegung für die biologische Vielfalt. Fakten und Vorschläge zur Schaffung von ökologischen Vorrangflächen im Rahmen der EU-Agrarpolitik. NABU-Bundesverband Naturschutzbund Deutschland, Berlin.
- Ovaskainen, O., Hanski, I. (2001). Spatially Structured Metapopulation Models: Global and Local Assessment of Metapopulation Capacity. *Theoretical Population Biology*, 60: 281-302.
- Ovaskainen, O. (2002). Long-Term Persistence of Species and the SLOSS Problem. *Journal of Theoretical Biology*, 218: 419-433.
- Parc Jura Vaudois & info fauna karch. (2023). Aménagement d'étangs agroécologiques. info fauna karch, Neuchâtel.
- Pellet, J. (2014). Temporäre Gewässer für gefährdete Amphibien schaffen: Leitfaden für die Praxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz, 35: 1-25.

- Petrovan, S. O., Schmidt, B. R. (2019). Neglected juveniles; a call for integrating all amphibian life stages in assessments of mitigation success (and how to do it). *Biological Conservation*, 236, 252–260.
- Peer, M., Dörler, D., Zaller, J. G., Scheifinger, H., Schweiger, S., Laaha, G., Heigl, F. (2021). Predicting spring migration of two European amphibian species with plant phenology using citizen science data. *Scientific Reports*, 11: 21611.
- Piha, H., Luoto, M., Merilä, J. (2007). Amphibian occurrence is influenced by current and historic landscape characteristics. *Ecological Applications*, 17: 2298-2309.
- Porter, K. R. (1972). *Herpetology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia.
- Pradel, R., Hines, J. E., Lebreton, J.D., Nichols, J.D. (1997). Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients. *Biometrics*, 53: 60–72.
- Pradel, R., Sanz-Aguilar, A. (2012). Modeling Trap-Awareness and Related Phenomena in Capture-Recapture Studies. *PLOS ONE*, 7(6): 10.1371/annotation/e240f425-0375-4c32-b0a7-85fa586d0f40.
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>.
- Rannap, R., Löhmus, A., Briggs, L. (2009). Restoring ponds for amphibians: A success story. *Hydrobiologia*, 634:87-95.
- Relyea, R. A., Diecks, N. (2008). An unforeseen chain of events: lethal effects of pesticides on frogs at sublethal concentrations. *Ecological applications*, 18: 1728-1742.
- Relyea, R. A. (2005). The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15: 1118-1124.
- Ruhí, A., San Sebastian, O., Feo, C., Franch, M., Gascon, S., Richter-Boix, A., Boix, D., Llorente, G. (2012). Man made Mediterranean temporary ponds as a tool for amphibian conservation. *International Journal of Limnology*, 48: 81-93.
- Richards, S. M. (2000). Chlorpyrifos: exposure and effects in passerines and anurans, Dissertation, Texas Tech University.
- Rüegg J., Total R. (2013). Dropleg-Applikationstechnik für zielgerichteten Pflanzenschutz in Reihenkulturen. *Agroscope Flugschrift*, Oktober: 1-27.
- Ryser, J. (2002). Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung: Vollzugshilfe. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Salice, C. J., Rowe, C. L., Pechmann, J. H. K., Hopkins, W. A. (2011). Multiple stressors and complex life cycles: Insights from a population-level assessment of breeding site contamination and terrestrial habitat loss in an amphibian. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30, 2874–2882.
- Sánchez-Bayo F. (2021) Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. *Toxics*;9(8):177. doi: 10.3390/toxics9080177. PMID: 34437495; PMCID: PMC8402326.
- Schmidt, B. R. (2020). Ökosystemdienstleistungen von Amphibien. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 27: 1-13.
- Schmidt, B. R., Arlettaz, R., Schaub, M., Lüscher, B., Kröpfl, M. (2019). Benefits and limits of comparative effectiveness studies in evidence-based conservation. *Biological Conservation*, 236: 115-123.
- Schmidt, B. R., Indermaur, L. (2012). Holzhaufen: für Kröten vonnöten. *Ornis*, 12: 38-39.
- Schmidt, B. R., Mermod M, Zumbach S. 2023. Rote Liste der Amphibien: Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, und info fauna, Neuchâtel.
- Schmidt, B. R., Zumbach, S., Tobler, U., Lippuner, M. (2015). Amphibien brauchen temporäre Gewässer, *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 22: 137-150.

- Schmidt, B. R., Zumbach, S. (2019). Amphibian conservation in Switzerland. In: Heatwole, H., Wilkinson, J.W. Amphibian Biology, Volume 11: Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere, Part 5: Northern Europe. Exeter: Pelagic Publishing, 46-51.
- Schneeweiß, N. (2009). Artenschutzprogramm Rotbauchunke und Laubfrosch, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz, Potsdam.
- Schwarzkopf, L., Alford, R. (2002). Nomadic movement in tropical toads. *Oikos*, 96: 492-506.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.960311.x>
- Schweizer Bauernverband. (2020). Pflanzenbau, <https://www.sbv-usp.ch/de/schlagworte/pflanzenbau/>.
- Schweizer, E. (2014). Raumnutzung der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) im Ackerbaugebiet. Bachelorarbeit. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Wädenswil.
- Sinsch, U. (1998). Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Laurenti Verlag, Bochum.
- Smalling, K. L., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W. A., Hladik, M. L., Pierce, C. L. (2015). Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502: 80-90.
- Sutherland, C., Royle, J. A., Linden, D. (2019). oSCR: A Spatial Capture-Recapture R Package for Inference about Spatial Ecological Processes. *Ecography*, 42: 1459-1469.
- Stevens, V. M., Baguette, M. (2008). Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered natterjaock toads. *Conservation Biology*, 22: 1194-1204.
- Stewart, M. M., Pough, F. H. (1983). Population density of tropical forest frogs: relation to retreat sites. *Science*, 221: 570–572.
- Stoffel, D. (2016) The detection of aquatic contamination with plant protection products in amphibian reproduction sites. Bachelorarbeit, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Straub, L., Strobl, V., Neumann, P. (2020). The need for an evolutionary approach to ecotoxicology. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 895–895.
- Suzuki, M., Hasegawa, T., Ogushi, Y., Tanaka, S. (2007). Amphibian aquaporins and adaptation to terrestrial environments: a review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 148: 72-81.
- Taylor, C. M., Hall, R. J. (2012). Metapopulation models for seasonally migratory animals. *Biology Letters*, 8: 477-480.
- Szerencsits, E., Prasuhn, V., Churko, G., Herzog, F., Utiger, C., Zihlmann, U., Walter, T., Gramlich, A. (2018). Karte potentieller Feucht-(Acker-)Flächen in der Schweiz. *Agroscope Science*, No. 72.
- Topping, C. J., Aldrich, A., Berny, P. (2020). Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*, 367, 360–363.
- Topping, C. J., Dalby, L., Skov, F. (2016). Landscape structure and management alter the outcome of a pesticide ERA: evaluating impacts of endocrine disruption using the ALMaSS European Brown Hare model. *Science of the Total Environment*, 541: 1477-1488.
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., Batary, P., (2021). Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 36: 919-930.
- Turchin, P. B. (2003). Complex population dynamics: A theoretical/empirical synthesis. In *Complex Population Dynamics: A Theoretical/Empirical Synthesis* (Vol. 35). Princeton University Press, Princeton.
- Säle V., Korkaric, M., Neuweiler, R., Baan, L. (2022). Punktesystem für den Pflanzenschutz im Gemüsebau. Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und deren Risiken durch flexible Anreizsysteme. *Agroscope Science*, 139: 1-73

- Vimercati, G., Davies, S. J., Hui, C., Measey, J. (2021). Cost-benefit evaluation of management strategies for an invasive amphibian with a stage-structured model. *NeoBiota*, 70: 87–105.
- Vimercati, G., Hui, C., Davies, S. J., Measey, G. J. (2017). Integrating age structured and landscape resistance models to disentangle invasion dynamics of a pond-breeding anuran. *Ecological Modelling*, 356: 104-116.
- Wagner, N., Viertel, B. (2016). Was ist über die Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf einheimische Amphibienlarven bekannt? *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 23: 159-180.
- Wagner, N., Hendler, R. (2015). Schutz von Amphibienlaichgewässern vor Pestizideinträgen durch Gewässerrandstreifen. *Natur und Landschaft*, 90: 224-229.
- Weiss, B., Benz, R. (2016). Kleinstrukturen auf Biodiversitätsförderflächen entlang von Fließgewässern. *Agridea*, Eschlikon.
- Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago.
- Weltje L., Simpson, P., Gross, M., Crane, M., Wheeler, J. R. (2013). Comparative acute and chronic sensitivity of fish and amphibians: A critical review data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32: 984-994.
- Werner, E. E., Skelly, D. K., Relyea, R. A., Yurewicz, K. L. (2007). Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, 116: 1697-1712.
- Wilbur, H. M. (1977). Density-Dependent Aspects of Growth and Metamorphosis in *Bufo Americanus*. *Ecology*, 58: 196–200.
- Willson, J.D., Gibbons, J. W. (2010). Drift fences, coverboards, and other traps. In: *Amphibian Ecology and Conservation*, 229–245. Dodd Jr., C.K. (Ed.). Oxford University Press, New York.
- Wisler, C., Hofer, U., Arlettaz, R. (2008). Snakes and Monocultures: Habitat Selection and Movements of Female Grass Snakes (*Natrix natrix* L.) in an Agricultural Landscape. *Journal of Herpetology*, 42: 337-346.
- Zeller, K. A., McGarigal, K., Beier, P., Cushman, S. A., Vickers, T. W., Boyce, W. M. (2014). Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: Pumas as a case study. *Landscape Ecology*, 29: 541–557.
- Zhang, B., DeAngelis, D. L., Ni, W.-M., Wang, Y., Zhai, L., Kula, A., Xu, S., Van Dyken, J. D. (2020). Effect of Stressors on the Carrying Capacity of Spatially Distributed Metapopulations. *The American Naturalist*, 196: 46–60.