WSL Berichte | Heft 200, 2026

FORUM für Wissen 2026

Schutzgebiete der Schweiz

Trends, Herausforderungen, Perspektiven



Ariel Bergamini, Steffen Boch, Klaus Ecker, Sabine Franziska Fink,
Martina Hobi, Benedikt Schmidt (Red.)

WSL Berichte | Heft 200, 2026

FORUM
für Wissen
2026

Schutzgebiete der Schweiz

Trends, Herausforderungen, Perspektiven

Ariel Bergamini, Steffen Boch, Klaus Ecker, Sabine Franziska Fink, Martina Hobi,
Benedikt Schmidt (Red.)

Herausgeberin
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL

Das Forum für Wissen ist eine Veranstaltung, die von der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL durchgeführt wird. Aktuelle Themen aus den Arbeitsgebieten der Forschungsanstalt werden vorgestellt und diskutiert. Neben Referenten von der WSL können auswärtige Fachleute beigezogen werden. Gleichzeitig zu jeder Veranstaltung «Forum für Wissen» erscheint eine auf das Thema bezogene Publikation in der Reihe WSL Berichte. Alle Beiträge wurden von zwei Fachpersonen begutachtet.

Herausgeberin
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL

Verantwortlich für dieses Heft: Anita Christina Risch, Leiterin Forschungseinheit Biodiversität und Naturschutzbiologie

Schriftleitung: Sandra Gurzeler, Gruppenleiterin Publikationen

Wir danken folgenden Personen, welche sich als Reviewer zur Verfügung stellten, für die kritische Durchsicht der Beiträge:
Bruno Auf der Maur, Angéline Bedolla, Ariel Bergamini, Steffen Boch, Sabine Fink, Martina Hobi und Benedikt Schmidt

Zitiervorschlag
Bergamini A., Boch S., Ecker K., Fink F., Hobi M., Schmidt B. (Red.) (2026) Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 96 S. doi.org/10.55419/wsl:44625

Layout: Jacqueline Annen und Sandra Gurzeler, WSL

Titelbild
Ramser Moos, ein Flachmoor von nationaler Bedeutung im Kanton Schaffhausen (Ariel Bergamini)

Download: wsl.ch/berichte
ISSN 2296-3448 (Print)
ISSN 2296-3456 (Online)

Die Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL forscht lösungsorientiert zu Wald, Landschaft, Biodiversität, Naturgefahren sowie Schnee und Eis in einer Welt im Wandel. Als Forschungsinstitut des Bundes und Teil des ETH-Bereichs verpflichtet sie sich der Exzellenz in Forschung und Umsetzung.

CC BY
Diese Publikation ist Open Access und alle Texte und Fotos, bei denen nichts anderes angegeben ist, unterliegen der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0. Sie dürfen unter Angabe der Quelle frei vervielfältigt, verbreitet und verändert werden.

Inhalt

Erfolge und Herausforderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung der Schweiz 7
Klaus T. Ecker, Steffen Boch, Noémie A. Pichon, Angéline Bedolla, Christian Ginzler, Tobias Moser, Benedikt R. Schmidt, Hallie Seiler, Ariel Bergamini

Das Potential der Fernerkundung für die Erkennung von Veränderungen in Schutzgebieten 17
Christian Ginzler

Waldentwicklung in Naturwaldreservaten über die letzten 50 Jahre 25
Martina Hobi, Jonas Stillhard, Harald Bugmann

Diversité des champignons dans les forêts alluviales protégées à la suite d'une restauration de cours d'eau 33
Sinziana F. Rivera, Sabine Fink

Wie das wirksame Schweizer Schutzgebietsnetz entstehen kann 45
Urs Tester

Schutzgebiete als Kernstücke des Naturschutzes – Einblicke aus dem Kanton Aargau 51
Nicolas Bircher

Changement d'échelle pour la mise en oeuvre de zones-tampon hydrologiques autour des marais en Suisse 57
Philippe Grosvernier

Naturschutzplanung im Klimawandel: Gutes Design ist zentral 65
Niklaus E. Zimmermann, Philipp Brun

30 × 30: Schutzflächen mit Zukunft 73
Adrienne Grêt-Regamey, Benjamin Black, Manuel Kurmann, Isabel Nicholson Thomas

Wilde Weiden – das ungenutzte Biodiversitätspotenzial der Schweiz 79
Thomas Hertach, Simon Lehnert

Landwirtschaft und Schutzgebiete: Zwischen Nutzung und Biodiversitätserhalt in multifunktionalen Landschaften 87
Petra Dieker, Vincent Grognuz

Vorwort

Mehr – besser – vernetzt – jetzt

Schutzgebiete sind das Rückgrat des Naturschutzes in der Schweiz. Ist damit alles zum Besten bestellt? Wenn wir die verschiedenen nationalen und kantonalen Biodiversität-Monitorings in der Schweiz anschauen, lassen sich vier Dinge feststellen:

Mehr
Wir brauchen mehr Fläche für den Naturschutz. Während wir den Rückgang bei den häufigen und mittelhäufigen Arten und Lebensräumen mit verschiedensten Massnahmen erfolgreich gestoppt haben, trifft das für die seltenen und gefährdeten Arten und Lebensräume nicht zu. Viele dieser Arten und Lebensräume sind auf Schutzgebiete angewiesen. Wir brauchen mehr geeignete und geschützte Fläche.

Besser
Viele Lebensräume sind zwar geschützt, aber ihre Qualität ist mangelhaft oder sie verlieren sogar an Qualität. Beispiele sind die Moore, deren Wasserhaushalt vielfach noch immer gestört ist, oder verbuschende Trockenwiesen im Tessin. Wollen wir die spezialisierten Arten erhalten, brauchen wir Flächen mit mehr Qualität. Dafür müssen Lebensräume aufgewertet und entweder anschliessend angepasst gepflegt werden wie bei Trockenwiesen oder es müssen die natürlichen Prozesse wieder spielen können wie in dynamischen Auengebieten. Qualitativ hochwertige Flächen stellen sicher, dass dort typische Arten leben können.

Vernetzt
Schutzgebiete sind die Knoten – die Kerngebiete – der Ökologischen Infrastruktur der Schweiz. Nur wenn Lebensräume miteinander vernetzt sind, findet Austausch von Individuen und Genen statt und ist Besiedlung oder Wiederbesiedlung möglich. Die Ökologische Infrastruktur schafft ein Netz von qualitativ hochwertigen, geschützten Kerngebieten und Vernetzungsgebieten über die einzelnen Kantone und die ganze Schweiz hinweg. Dieses Netzwerk ist auch für die Anpassung der Biodiversität an den Klimawandel wichtig.

Jetzt
Auch wenn Arten in Schutzgebieten noch vorkommen, ist ihr längerfristiges Überleben dort nicht unbedingt gesichert. Die Aussterbeschuld besagt, dass Arten mit nur noch kleinen, lokalen Vorkommen, mit der Zeit aussterben werden; und solche Arten gibt es viele. Dies wurde zum Beispiel für Pflanzenarten in Zürcher Mooren nachgewiesen. Wir verlieren derzeit also noch immer – schleichend und leider auch in Schutzgebieten – an Biodiversität. Wollen wir das verhindern, müssen wir qualitativ wertvolle Fläche bereitstellen, um die jetzt noch vorkommenden Arten zu stützen. Wir stehen unter zeitkritischem Handlungsbedarf, wenn wir nicht noch mehr Biodiversität verlieren wollen.

Deshalb: mehr, besser, vernetzt und jetzt!

Rolf Holderegger
Direktor WSL

Erfolge und Herausforderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung der Schweiz

Die Biotope von nationaler Bedeutung umfassen nur 2,3 % der Landesfläche, beherbergen aber einen bedeutenden Anteil der gefährdeten Lebensraumtypen und Arten der Schweiz. Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) zeigt nach zwei Erhebungsperioden von je 6 Jahren ein differenziertes Bild: Schutz, Pflege und angepasste Nutzung wirken, besonders in Trockenwiesen und -weiden sowie in Amphibienlaichgebieten. Gleichzeitig bleiben insbesondere Moore und Auen stark unter Druck. Gestörte Hydrologie in Mooren und Auen, fehlende Dynamik in Auen sowie invasive Arten und punktuelle Umsetzungsdefizite beeinträchtigen die ökologische Qualität der Biotope. Langfristiges Monitoring macht diese Entwicklungen sichtbar und schafft eine Grundlage, um den Biotopschutz gezielt weiterzuentwickeln.

Klaus T. Ecker[1], Steffen Boch[1], Noémie A. Pichon[1], Angéline Bedolla[1], Christian Ginzler[1], Tobias Moser[1], Benedikt R. Schmidt[2,3], Hallie Seiler[1] und Ariel Bergamini[1]

[1] Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf
[2] Info fauna karch, Neuchâtel
[3] Universität Zürich, Zürich

1 Biotope von nationaler Bedeutung: kleine Fläche, grosse Verantwortung

Die Landschaft der Schweiz wurde in den letzten 100 bis 200 Jahren tiefgreifend verändert. Intensivierung der Landnutzung, Entwässerungen, Gewässerkorrekturen, Siedlungsentwicklung und Verkehrsinfrastrukturen haben viele Lebensräume stark verkleinert, räumlich isoliert oder in ihrer Qualität beeinträchtigt. Besonders betroffen sind Lebensräume, die auf nährstoffarme, nasse oder trockene Standorte beziehungsweise auf natürliche Dynamik angewiesen sind (Lachat *et al.* 2010). Die wertvollsten Vorkommen dieser Lebensräume wurden ab Beginn der 1990er-Jahre schrittweise als Biotope von nationaler Bedeutung rechtlich ausgewiesen und geschützt. Für diese Gebiete gelten Schutzziele und Unterhaltsmassnahmen, die in lebensraumspezifischen Verordnungen und in Verträgen mit den Landnutzenden und Landbesitzenden festgelegt sind. Dadurch sollen die Biotope in ihrer Qualität und Ausdehnung erhalten werden. Die Inventare der Biotope von nationaler Bedeutung umfassen heute Trockenwiesen und -weiden (TWW), Flachmoore, Hoch- und Übergangsmoore, Auen (Gletschervorfelder, alpine Schwemmebenen, Flussauen, Deltas und Seeauen) sowie Amphibienlaichgebiete (Volkart *et al.* 2024). Die inventarisierten Objekte sind über die ganze Schweiz verteilt, konzentrieren sich aber je nach Biotoptyp in unterschiedlichen Regionen (Abb. 1). Zusammen umfassen die nationalen Inventare aktuell rund 7000 Objekte und etwa 2,3 % der Landesfläche. Sie bilden Kernlebensräume für Arten und Lebensraumtypen, die in der übrigen Landschaft selten geworden sind, und gelten als zentrale Pfeiler des Naturschutzes in der Schweiz (Volkart *et al.* 2024; Bergamini *et al.* 2025).

Der gesetzliche Schutz allein garantiert jedoch nicht, dass sich die Biotope von nationaler Bedeutung dauerhaft gemäss ihren Schutzzielen entwickeln. Viele Objekte und ihre typischen Arten sind weiterhin von lokalen Beeinträchtigungen betroffen – etwa unangepasster Nutzung, Nutzungsaufgabe, gestörtem Wasserhaushalt, fehlender natürlicher Dynamik oder dem Einfluss invasiver Arten. Hinzu kommen grossräumige Einflüsse wie Klimawandel, Stickstoffeinträge und Landschaftszerschneidung. Die zentrale Frage lautet deshalb, ob die ökologische Qualität der Biotope, ihre typischen Arten und ihre prägenden Prozesse durch die bestehenden Nutzungsverträge beziehungsweise Pflegemassnahmen und Renaturierungen erhalten oder sogar gefördert werden können.

Um Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung zu beurteilen und zu untersuchen, ob sie sich gemäss ihren Schutzzielen entwickeln, wurde 2011 die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) gestartet. Das Programm wird vom Bundesamt für Umwelt BAFU und der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL getragen. Die Ersterhebung wurde 2017 abgeschlossen, die Zweiterhebung 2023. Aktuell läuft die dritte Erhebung. Mit Abschluss der Zweiterhebung liegen erstmals schweizweit vergleichbare Daten aus zwei Erhebungsperioden für alle Biotoptypen vor. Die WBS ergänzt damit andere nationale Monitoringprogramme wie das Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM und das Programm Arten und Lebensräume Landwirtschaft ALL-EMA, indem sie gezielt jene Gebiete untersucht, die für den Erhalt gefährdeter und spezialisierter Arten besonders wichtig sind (Forum Biodiversität Schweiz 2022; Meier *et al.* 2025; Bergamini *et al.* 2025).

Die besondere Bedeutung der nationalen Biotope zeigt sich deutlich in den Vegetationserhebungen der WBS. Auf den Vegetationsplots in TWW, Hoch- und Flachmooren sowie Auen wurden insgesamt 1889 Gefässpflanzenarten und -unterarten nachgewiesen. Das entspricht gut der Hälfte aller in der Schweiz vorkommenden Gefässpflanzenarten. Darunter befanden sich 256 gefährdete und 262 potenziell gefährdete

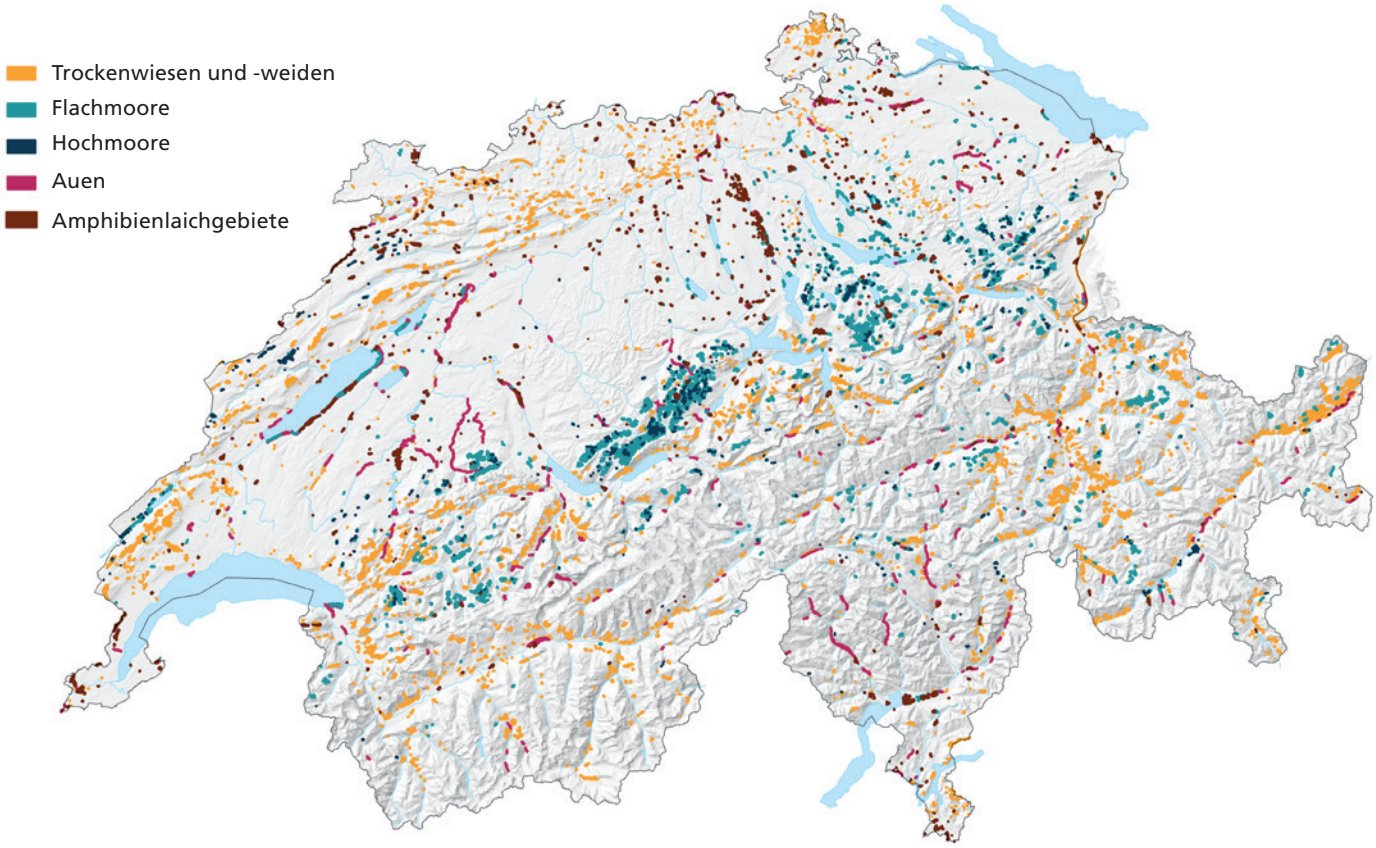


Abb. 1. Verbreitung der Biotope von nationaler Bedeutung in der Schweiz, Stand 2025 (Quelle BAFU)

Tab. 1. Die drei Module der WBS und ihr Beitrag zur Beurteilung von Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung.

Modul	Was wird erhoben?	Wie wird erhoben?	Zentrale Indikatoren
Vegetation	Gefässpflanzen in TWW, Flach- und Hochmooren sowie Auen; in Mooren zusätzlich Moose.	Wiederholte Felderhebungen auf dauerhaft markierten 10-m^2-Kreisplots. Für zeitliche Vergleiche zwischen Erst- und Zweiterhebung stehen 710 Stichprobenobjekte mit 5284 wiederholt erhobenen Plots zur Verfügung.	Veränderungen ökologischer Zeigerwerte, in Auen zusätzlich der Auendynamik; Veränderungen naturschutzfachlich relevanter Artengruppen: Anteile gefährdeter Arten, Lebensraumspezialisten und invasiver Neophyten an der Gesamtartenzahl sowie Deckungsanteil invasiver Neophyten; in Hochmooren zusätzlich Deckungsanteil der Torfmoose an der Moosdeckung; Veränderungen der Fläche typischer Lebensräume.
Amphibien	Amphibienarten und Lebensstadien in nationalen Amphibienlaichgebieten; zusätzlich Umwelt-DNA für Wasserfrösche.	Wiederholte Felderhebungen in 258 Stichprobenobjekten. Je nach Höhenlage erfolgen zwei bis vier Begehungen während der Laichsaison.	Veränderungen der Artenzahlen, insbesondere der Gesamtartenzahl, der Zahl gefährdeter Arten und der Zahl der Arten temporärer Gewässer; Veränderungen der Vorkommen einzelner Arten.
Fernerkundung	Gehölzdeckung und Infrastruktur in TWW, Hoch- und Flachmooren, alpinen Schwemmebenen und Gletschervorfeldern; Auenformationen in Flussauen, Deltas und Seeauen.	Wiederholte, flächendeckende Luftbildinterpretation aller Objekte der nationalen Biotopinventare; je nach Biotoptyp Erfassung von Gehölzdeckung und Infrastruktur in Rasterzellen von 50 × 50 m sowie Delinierung von Auenformationen als Polygone.	Veränderungen von Gehölzdeckung, Verbuschung und Infrastruktur (Gebäude, Strassen); in Flussauen, Deltas und Seeauen zusätzlich Veränderungen der Anteile gehölzfreier Auen, Weichholzauen und Hartholzauen.

Gefässpflanzenarten. Auch bei den Moosen ist die Bedeutung der Moore gross: In Hoch- und Flachmooren wurden 39 gefährdete und 55 potenziell gefährdete Moosarten gefunden. Zudem wurden in den nationalen Biotopen 60 der 101 in der Roten Liste als gefährdet oder potenziell gefährdet aufgeführten Lebensräume nachgewiesen (Delarze *et al.* 2016; Bergamini *et al.* 2025).

2 Drei Module: Vegetation, Amphibien und Fernerkundung

Die WBS kombiniert Felderhebungen und Fernerkundung in drei Modulen, um Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung zu erfassen. Die Module ergänzen sich: Die Vegetation zeigt Veränderungen der Standortbedingungen und der botanischen Qualität an, die Amphibienerhebungen dokumentieren die Entwicklung wichtiger Zielarten in den Amphibienlaichgebieten, und die Fernerkundung macht flächige Strukturveränderungen in allen Objekten sichtbar. Zusammen erlauben diese Module eine Beurteilung, ob sich die Biotope gemäss ihren Schutzzielen entwickeln. Die Felderhebungen erfolgen in ausgewählten Objekten der nationalen Biotopinventare, die im Folgenden als Stichprobenobjekte bezeichnet werden. Im Vegetationsmodul werden innerhalb dieser Objekte dauerhaft markierte 10-m^2-Plots wiederholt erhoben. In allen Modulen werden die Daten in einem 6-Jahres-Zyklus erhoben. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die drei Module (nach Bergamini *et al.* 2025).

3 Trends in den Biotopen von nationaler Bedeutung

Die Wirkungskontrolle zeigt nach Abschluss der Zweiterhebung eine gemischte Bilanz. In einigen Biotopen weisen die Indikatoren auf positive Entwicklungen hin, in anderen zeigen sie eine weitere Abnahme der Lebensraumqualität. Abbildung 2 fasst zentrale Veränderungen ausgewählter vegetationsbasierter Indikatoren zwischen Erst- und Zweiterhebung für die Schweiz insgesamt sowie getrennt nach drei Höhenzonen zusammen. Sie zeigt damit, ob nationale Trends breit abgestützt sind oder vor allem in bestimmten Höhenlagen auftreten. Die folgende Interpretation verbindet diese Übersicht mit weiteren Ergebnissen des WBS-Berichts (Bergamini *et al.* 2025), insbesondere zu ausgewählten regionalen und lebensraumspezifischen Mustern sowie zu Flächen- und Strukturveränderungen. Abbildung 3 ergänzt diese aggregierten Vegetationstrends durch einzelartbezogene Deckungstrends. Sie zeigt, welche Pflanzenarten in den einzelnen Biotopen zu den stärksten Gewinnern und Verlierern gehören und welche Arten die übergeordneten Veränderungen mitprägen.

3.1 Trockenwiesen und -weiden (TWW): positive Entwicklungen überwiegen

Bei den TWW überwiegen die positiven Entwicklungen. Die mittlere Nährstoffzahl nach Landolt *et al.* (2010) nahm schweizweit ab. Dies weist auf eine Verschiebung der Pflanzengemeinschaften in Richtung von Arten hin, die nährstoffärmere Bedingungen bevorzugen. Besonders deutlich war diese Entwicklung in nährstoffreicheren Wiesen, die zwar nicht zur Zielvegetation des TWW-Inventars gehören, aber teilweise in den Schutzgebietsperimetern enthalten sind. Gleichzeitig nahmen typische TWW-Lebensräume um 10,9 km^2 beziehungsweise rund 6,5 % zu, und die Anteile von Lebensraumspezialisten und gefährdeten Arten stiegen. Diese Entwicklungen sprechen dafür, dass die Schutzmassnahmen in Kombination mit angepasster Nutzung in vielen TWW zur Verbesserung der Lebensraumqualität beitragen können. Der Rückgang der Feuchtezahl zeigt zugleich eine Entwicklung zu trockeneren Standortbedingungen an; dieses Muster zeigte sich in allen drei Höhenzonen und ist je nach Lebensraumtyp differenziert zu beurteilen (Bergamini *et al.* 2025; Boch *et al.* 2026).

Die Deckungstrends einzelner Arten stützen dieses Bild: Unter den am stärksten zunehmenden Arten finden sich zahlreiche typische Arten magerer Wiesen und Weiden, etwa *Carex montana, Bromus erectus, Thymus serpyllum* aggr., *Sanguisorba minor, Helianthemum nummularium* und *Trifolium montanum.* Die wenigen deutlichen Abnahmen betreffen vorwiegend Arten nährstoffreicherer Standorte, darunter *Trifolium pratense* (Rotklee), und passen damit ebenfalls zur positiven Entwicklung (Abb. 3a).

Naturschutzfachlich ist dies besonders relevant, weil TWW stark von einer standortangepassten, extensiven Nutzung abhängen. Die beobachteten Trends deuten darauf hin, dass standortangepasste Nutzung und Pflege insgesamt wirksam sind.

Gleichzeitig bleiben auch einige Herausforderungen in den TWW bestehen. Der Deckungsanteil invasiver Neophyten nahm leicht zu, insbesondere im Mittelland und in Höhenlagen bis 1600 m ü. M. Auch die Gehölzdeckung stieg schwach an, vor allem in Waldnähe. Zudem wurden leichte Zunahmen von Strassen und Wegen festgestellt (Bergamini *et al.* 2025; Boch *et al.* 2026).

3.2 Moore: der Wasserhaushalt bleibt der zentrale Engpass

Bei den Mooren überwiegen hingegen die negativen Entwicklungen. Hoch- wie auch Flachmoore trocknen weiterhin aus; dieses Austrocknungssignal ist in der mittleren Höhenzone (800–1600 m ü. M.) besonders deutlich. In den Flachmooren ging zudem der Anteil der Lebensraumspezialisten in dieser Höhenzone besonders stark zurück. Zwar blieb die mittlere Nährstoffzahl der Vegetation schweizweit weitgehend stabil; dieser grundsätzlich positive Befund sollte aber nicht als Entwarnung verstanden werden (Bergamini *et al.* 2025). So

a)

Region	Biotoptyp	N Objekte	N Plots	Veränderung der mittleren Nährstoffzahl	Veränderung der mittleren Lichtzahl	Veränderung der mittleren Feuchtezahl	Veränderung der mittleren Temperaturzahl	Veränderung der mittleren Auendynamik
Schweiz	Auen	124	1498	*		*	**	
	Alpine Schwemmfluren	14	144					
	Flussauen/Deltas	100	1215	*		*	**	*
	Seeauen	10	139					
	Flachmoore	86	637			***		
	Hochmoore	59	425		*	***		
	TWW	441	2120	***	*	***	***	
Höhenzone 100–800 m	Auen	77	999	*			**	
	Alpine Schwemmfluren	0	0					
	Flussauen/Deltas	67	863				*	
	Seeauen	10	136					
	Flachmoore	27	184			*		
	Hochmoore	8	69					
	TWW	116	486			**	*	
Höhenzone 800–1600 m	Auen	32	277					
	Alpine Schwemmfluren	0	0					
	Flussauen/Deltas	32	277					
	Seeauen	1	3					
	Flachmoore	41	285		*	***		
	Hochmoore	38	272			***		
	TWW	221	846	*		**	***	
Höhenzone 1600–3000 m	Auen	24	219					
	Alpine Schwemmfluren	14	144					
	Flussauen/Deltas	10	75					
	Seeauen	0	0					
	Flachmoore	25	168					
	Hochmoore	14	84					
	TWW	186	788	*		***		
	Skala			-0.1 0.1	-0.1 0.1	-0.1 0.1	-0.1 0.1	-0.1 0.1

b)

Region	Biotoptyp	N Objekte	N Plots	Veränderung des mittleren Anteils Lebensraum-spezialisten	Veränderung des mittleren Anteils gefährderter Arten	Veränderung des mittleren Anteils invasiver Neophyten	Veränderung des mittleren Deckungsanteils invasiver Neophyten	Veränderung des mittleren Deckungsanteils der Torfmoose
Schweiz	Auen	124	2042	**		**		
	Alpine Schwemmfluren	14	213					
	Flussauen/Deltas	100	1680	*		**		
	Seeauen	10	149	*				
	Flachmoore	86	665	**				
	Hochmoore	59	428					
	TWW	441	2149	**			*	
Höhenzone 100–800 m	Auen	77	1331	**		**		
	Alpine Schwemmfluren	0	0					
	Flussauen/Deltas	67	1185			**		
	Seeauen	10	146	*				
	Flachmoore	27	204					
	Hochmoore	8	69					
	TWW	116	491				*	
Höhenzone 800–1600 m	Auen	32	382					
	Alpine Schwemmfluren	0	0					
	Flussauen/Deltas	32	382					
	Seeauen	1	3					
	Flachmoore	41	293	**				
	Hochmoore	38	273					
	TWW	222	859				**	
Höhenzone 1600–3000 m	Auen	24	326			*	*	
	Alpine Schwemmfluren	14	213					
	Flussauen/Deltas	10	113			*		
	Seeauen	0	0					
	Flachmoore	25	168					
	Hochmoore	14	86					
	TWW	186	799					
	Skala [%]			-3 3	-3 3	-3 3	-3 3	-3 3

Abb. 2. Veränderungen ausgewählter vegetationsbasierter Indikatoren zwischen Erst- und Zweiterhebung in den Biotopen von nationaler Bedeutung der Schweiz. Panel (a) zeigt Veränderungen der mittleren ökologischen Zeigerwerte sowie der mittleren Auendynamik in den jeweiligen Skalenwerten. Panel (b) zeigt Veränderungen der Anteile naturschutzfachlich relevanter Artengruppen an der Gesamtartenzahl in Prozentpunkten. Zusätzlich gezeigt werden Veränderungen der Deckungsanteile invasiver Neophyten an der Gefässpflanzendeckung sowie der Torfmoose an der Moosdeckung in Hochmooren, ebenfalls in Prozentpunkten. In beiden Panels sind die mittleren Differenzen für die Schweiz insgesamt sowie getrennt nach drei Höhenzonen dargestellt, sofern pro Biotoptyp und Höhenzone mehr als fünf Stichprobenobjekte vorliegen. Graue Balken zeigen Abnahmen, schwarze Balken Zunahmen gegenüber der Ersterhebung. Sterne markieren statistisch signifikante Veränderungen: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.



Abb. 3. Veränderungen der mittleren Artdeckung pro Plot zwischen Erst- und Zweiterhebung in (a) Trockenwiesen und -weiden (TWW), (b) Hochmooren, (c) Flachmooren und (d) Auen. Positive Werte zeigen Zunahmen, negative Werte Abnahmen der mittleren Deckung pro Plot. Dargestellt sind nur Arten mit signifikanten Trends; bei sehr vielen signifikanten Veränderungen werden aus Platzgründen die 20 stärksten Zu- und Abnahmen gezeigt. Dunkle Farbtöne kennzeichnen Lebensraumspezialisten nach Delarze *et al.* (2015); helle Farbtöne kennzeichnen die übrigen Arten.

fanden Seiler *et al.* (2026) in Kalkflachmooren der östlichen Alpennordflanke der Schweiz in einem 20-jährigen Untersuchungszeitraum eine Zunahme der Nährstoffzahl. Positiv zu werten ist aber, dass Anteil und Deckungsanteil invasiver Neophyten in den Mooren auf tiefem Niveau stabil blieben. Während sich die Gehölzdeckung in den Flachmooren kaum veränderte, nahm sie vor allem in Hochmooren des Jura und des Mittellandes stark zu. In beiden Regionen nahm in rund 15 % der Hochmoor-Objekte die Gehölzdeckung um mehr als 2 % pro Jahr zu. Die Fläche der Ziellebensräume innerhalb der Flachmoore veränderte sich nicht signifikant; bei den Hochmooren nahm hingegen die Fläche der typischen Hochmoorgesellschaften innerhalb von sechs Jahren um 6,5 % ab, was rund 0,7 km^2 entspricht.

Auch bei den Veränderungen einzelner Arten zeigen sich deutliche Muster. In den Flachmooren nahm mit *Carex davalliana* eine Kennart kalkreicher Flachmoore ab, während vor allem Arten weniger nasser oder nährstoffreicherer Feuchtwiesen zunahmen, darunter *Festuca rubra* aggr., *Briza media* und *Polygonum bistorta.* Die Zunahme des Quellmooses Palustriella decipiens verweist zwar auf lokal erhaltene quellig-nasse Mikrostandorte, ändert aber nichts am übergeordneten Austrocknungssignal (Abb. 3c).

Auch bei den Hochmooren zeigten die Deckungstrends der einzelnen Arten eine Verschiebung innerhalb der Moorvegetation. Während mit *Carex rostrata* und *Carex nigra* Arten nasser Moorstandorte abnahmen, nahmen Arten trockenerer Bult-, Zwergstrauch- oder waldnaher Standorte wie *Vaccinium myrtillus, Sphagnum capillifolium* aggr. und *Hylocomium splendens* zu. Die leichte Zunahme von *Scheuchzeria palustris* zeigt jedoch, dass auch nasse Hochmoorbereiche lokal weiterhin vorkommen oder gar neu entstehen können. Insgesamt stützen die Trends einzelner Arten aber die Interpretation, dass sich Hochmoore in Richtung trockenerer, stärker verheideter oder waldnaher Vegetation verschieben (Abb. 3b).

Die Resultate zeigen deutlichen Handlungsbedarf in Hoch- und Flachmooren. Trotz rechtlichem Schutz leiden die Moore weiterhin unter gestörten hydrologischen Verhältnissen. Bei Hochmooren ist dies besonders kritisch, weil dort zentrale Moorprozesse betroffen sind: Austrocknung gefährdet die Bedingungen, unter denen Torfmoose gedeihen, Torf erhalten bleibt und Kohlenstoff langfristig gespeichert wird. Die regional starke Zunahme der Gehölzdeckung in Hochmooren des Jura und des Mittellandes unterstreicht diesen Handlungsbedarf: Gehölze werden durch Austrocknung beziehungsweise einen zu niedrigen Wasserspiegel, aber auch durch fehlende Nachpflege nach Renaturierungen gefördert (Bergamini *et al.* 2025). Für die Praxis heisst das: Gräben und Drainagen müssen, wo möglich und notwendig, geschlossen oder zurückgebaut werden. Ebenso wichtig ist der Blick über die Objektgrenzen hinaus: Beeinträchtigungen im hydrologischen Einzugsgebiet können den Zustand eines Moores selbst dann verschlechtern, wenn innerhalb des Schutzobjekts Massnahmen umgesetzt werden (Grosvernier 2026 in diesem Band, S. 57). Angesichts steigender Temperaturen und veränderter Niederschläge wird die hydrologische Sanierung der Moore noch dringlicher.

3.3 Auen: Schutz braucht Dynamik

Auen unterscheiden sich von TWW und Mooren dadurch, dass ihre ökologische Qualität stark vom Zusammenspiel zwischen der hydrologischen Dynamik und unterschiedlichen Entwicklungsstadien abhängt. Hochwasser, Umlagerungen, Erosion, Sedimentation und wechselnde Wasserstände schaffen ein Mosaik aus offenen Pionierstandorten, Weichholzauen und älteren Hartholzauen. Für den Schutz sind deshalb nicht nur offene, junge Lebensräume, sondern auch gut entwickelte Auenwälder wichtig. Hartholzauenwälder sind zwar weniger dynamisch als Pionierstandorte, aber ein zentraler Bestandteil naturnaher Auen und Lebensraum für spezialisierte und seltene Arten, etwa *Ulmus laevis* (Flatterulme; Fragnière *et al.* 2024). Wird die Dynamik eingeschränkt, verändert sich dieses Mosaik, und typische Auenlebensräume verlieren langfristig ihre Qualität.

Am deutlichsten zeigte sich der Handlungsbedarf in den Flussauen und Deltas. Dort wiesen mehrere Indikatoren in dieselbe Richtung: Die Lebensraumdynamik nahm ab, der Anteil der Lebensraumspezialisten ging zurück, und der Anteil invasiver Neophyten an der Gesamtartenzahl nahm insbesondere in der unteren und oberen Höhenzone zu, also unterhalb von 800 m ü. M. und oberhalb von 1600 m ü. M.; die Fläche der Hartholzauenwälder ging zurück, und die Formationsanteile wichen deutlich von den Zielzuständen ab. Zusammengenommen spricht dies für eine qualitative Verschlechterung typischer Auenlebensräume (Bergamini *et al.* 2025).

Auf Ebene einzelner Arten nahmen allerdings nur wenige Arten ab, darunter *Stellaria nemorum* und *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche). Der starke Rückgang der Esche dürfte vor allem auf das Eschentriebsterben zurückzuführen sein; er ist für Auen besonders relevant, weil die Esche eine prägende Baumart der Hartholzauenwälder ist. Demgegenüber nahmen mehrere Arten stabilerer Auenwald-, Saum- und Offenlandstandorte zu, darunter *Viburnum opulus, Hedera helix, Humulus lupulus, Ranunculus ficaria, Adoxa moschatellina, Bromus erectus* und *Sesleria caerulea* sowie die alpine Zwergweidenart *Salix reticulata.* Die Trends der einzelnen Arten passen damit zum Bild stabilisierter Auenflächen, in denen Arten späterer Sukzessionsstadien sowie stabilerer, teilweise trockenerer Standorte an Bedeutung gewinnen (Abb. 3d).

Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass Auen stark von Extremereignissen geprägt werden. Eine Periode mit wenigen markanten Hochwassern kann kurzfristig ähnliche Signale erzeugen wie langfristige Beeinträchtigungen der Dynamik. Dennoch bleibt die zentrale Botschaft klar: Auen brauchen nicht nur Schutzflächen, sondern auch funktionierende natürliche

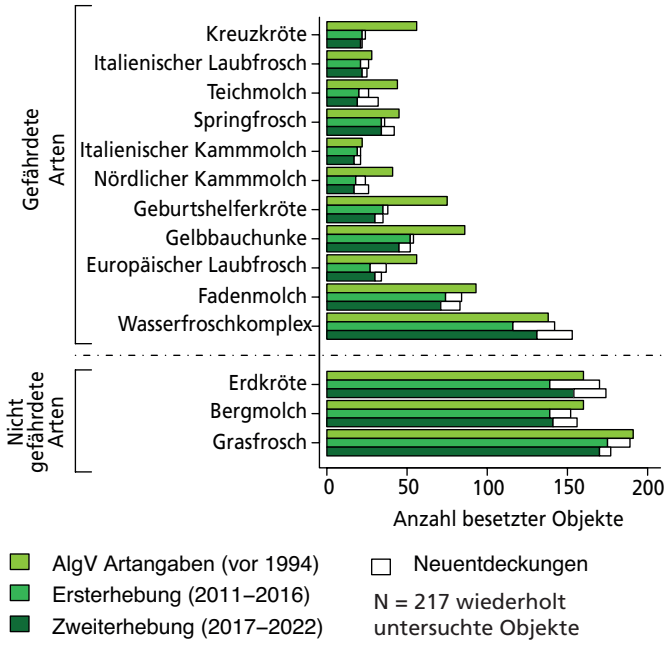


Abb. 4. Anzahl besetzter Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung je Amphibienart in den für den Vergleich berücksichtigten WBS-Objekten. Der obere Balken zeigt jeweils die Anzahl Objekte, in denen die jeweilige Art gemäss Amphibienlaichgebiete-Verordnung aufgeführt ist und damit zum Schutzziel gehört (AlgV; Schweizerischer Bundesrat 2001; Datenstand der Artangaben vor 1994), der mittlere die Anzahl besetzter Objekte in der WBS-Ersterhebung (2011–2016), der untere die Anzahl besetzter Objekte in der WBS-Zweiterhebung (2017–2022). Für alle drei Balken wurden dieselben 217 Objekte berücksichtigt. Die Balken der beiden WBS-Erhebungen sind zusätzlich unterteilt: Der jeweils farbig ausgefüllte Teil zeigt die Anzahl Objekte, in denen das Vorkommen bereits gemäss AlgV bekannt war, der weisse Teil die Anzahl Objekte mit neu in der WBS beobachteten Vorkommen («Neuentdeckungen»; nicht auf den Objektblättern der AlgV erfasste Arten). Die Arten sind nach abnehmendem Gefährdungsstatus gemäss aktueller Roter Liste der Amphibien (Schmidt *et al.* 2023) angeordnet.

Prozesse. Gleichzeitig muss die Ausbreitung invasiver Neophyten beobachtet und bei Bedarf eingedämmt werden.

Gletschervorfelder und alpine Schwemmebenen zeigten dagegen keine vergleichbar klaren Veränderungen. Dort laufen weitgehend natürliche Sukzessionsprozesse ab. Künftige Veränderungen sind aber im Zuge des Klimawandels zu erwarten, etwa durch veränderte Wasserverhältnisse oder zunehmenden Nutzungsdruck (Bergamini *et al.* 2025).

3.4 Amphibienlaichgebiete: Stabilisierung auf tiefem Niveau

Die Amphibienlaichgebiete zeigen ein gemischtes, aber in wichtigen Punkten positives Bild. Die mittlere Artenzahl pro Objekt, die Zahl der Arten temporärer Gewässer und die Zahl gefährdeter Arten gingen zwischen den beiden WBS-Erhebungsperioden nicht weiter zurück. Auch die Zahl besetzter Objekte je Amphibienart blieb zwischen den beiden WBS-Erhebungen insgesamt stabil (Abb. 4). Damit scheint der zuvor festgestellte Rückgang der Amphibien in den Biotopen von nationaler Bedeutung weitgehend gebremst (Bergamini *et al.* 2025).

Diese Stabilisierung ist ein wichtiges Signal. Sie spricht dafür, dass Massnahmen zum Schutz der Amphibien Wirkung entfalten können. Dazu gehören die Erhaltung und Neuschaffung geeigneter Laichgewässer (Moor *et al.* 2022), insbesondere temporärer Gewässer, sowie die Pflege angrenzender Landlebensräume (Siffert *et al.* 2022). Gerade Arten, die auf kurzlebige oder störungsgeprägte Gewässer angewiesen sind, brauchen regelmässig neu entstehende oder gezielt gepflegte Habitate (Schmidt *et al.* 2015).

Gleichzeitig bedeutet Stabilisierung noch keine Erholung. Im Vergleich zu den in der Amphibienlaichgebiete-Verordnung dokumentierten Vorkommen (AlgV; Schweizerischer Bundesrat 2001; Datenstand der Artangaben vor 1994) sind die Verluste weiterhin hoch, besonders bei gefährdeten Arten. Bei vielen Arten wurde zudem Fortpflanzung nur in einem geringen Anteil der besiedelten Objekte festgestellt. Invasive Wasserfrösche kommen ausserdem in vielen Objekten gemeinsam mit einheimischen Wasserfröschen vor und können deren Bestände durch Hybridisierung gefährden. Für die Praxis heisst das: Die bisherigen Massnahmen sollten nicht nur weitergeführt, sondern wo nötig verstärkt werden. Ziel muss sein, Populationen nicht nur zu stabilisieren, sondern ihre Erholung zu ermöglichen (Bergamini *et al.* 2025).

4 Schlussfolgerungen

Die WBS bestätigt den hohen Wert der Biotope von nationaler Bedeutung für die Biodiversität der Schweiz. Obwohl sie nur einen kleinen Teil der Landesfläche umfassen, beherbergen sie einen überproportional grossen Anteil gefährdeter Lebensräume sowie gefährdeter, spezialisierter und naturschutzfachlich besonders relevanter Arten. Damit bleibt ihr Schutz eine zentrale Aufgabe des Schweizer Naturschutzes.

Die Ergebnisse der ersten beiden WBS-Erhebungsperioden ermöglichen erstmals eine schweizweite Beurteilung der zeitlichen Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung. Sie zeigen zugleich, dass rechtlicher Schutz allein nicht genügt. Positive Entwicklungen in einzelnen Biotoptypen weisen darauf hin, dass Schutz, Pflege und angepasste Nutzung Wirkung entfalten können. Solche Erfolge können aber nur dauerhaft sein, wenn die Massnahmen weitergeführt, fachlich überprüft und bei Bedarf angepasst werden. Entscheidend ist dabei die Zusammenarbeit von Kantonen, Landnutzenden, NGOs und weiteren Akteuren.

Gleichzeitig machen die negativen Entwicklungen deutlich, dass zusätzliche Anstrengungen notwendig

bleiben. Besonders bei Mooren und Auen betreffen die zentralen Herausforderungen nicht nur einzelne Arten oder Lebensräume, sondern grundlegende ökologische Prozesse. In Mooren steht die Wiederherstellung des Wasserhaushalts im Vordergrund, einschliesslich des hydrologischen Einzugsgebiets. In Auen müssen natürliche Dynamik, hydrologische Verhältnisse und die Vielfalt der Auenlebensräume gemeinsam betrachtet werden. Der Klimawandel verstärkt diese Herausforderungen, weil steigende Temperaturen, veränderte Niederschläge und häufigere Extremereignisse den Druck auf bereits beeinträchtigte Biotope zusätzlich erhöhen.

Für eine gezieltere Weiterentwicklung des Biotopschutzes braucht es künftig bessere Informationen zur Umsetzungspraxis. Aussagen zur Wirksamkeit einzelner Pflege-, Unterhalts- oder Renaturierungsmassnahmen sowie zu Pufferzonen sind heute nur beschränkt möglich, weil schweizweit einheitliche, konsistent erhobene und georeferenzierte Massnahmendaten weitgehend fehlen. Werden solche Informationen systematisch dokumentiert und mit den WBS-Daten verknüpft, kann die Wirkung konkreter Massnahmen deutlich besser beurteilt werden.

Langfristiges Monitoring bleibt damit unverzichtbar. Die WBS zeigt, wo Schutz und Pflege greifen, wo Defizite bestehen und wo neue Belastungen sichtbar werden. Mit der laufenden dritten Erhebungsperiode und den Synergien mit anderen nationalen Programmen wie BDM und ALL-EMA gewinnt sie weiter an Bedeutung. Sie liefert nicht nur eine Bilanz des bisherigen Biotopschutzes, sondern auch eine Grundlage, um dessen Umsetzung in den kommenden Jahren gezielt zu verbessern. Damit leistet die WBS einen wichtigen Beitrag zur Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie und nimmt die Schweiz international eine besondere Stellung bei der Etablierung grossräumiger Wirkungskontrollen von Schutzmassnahmen ein.

5 Literatur

Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., … (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz WBS: Zustand und Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174: 207 S. *doi.org/10.55419/wsl:40802*

Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., Bedolla A., Holderegger R., Moser T., Bergamini A. (2026) Positive developments in low-intensive, protected grasslands in Switzerland suggest successful conservation measures. Biological Conservation 313: 111629. *doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111629*

Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S., Vust M. (2015) Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten. 3. Aufl. Bern: hep Verlag. 456 S.

Delarze R., Eggenberg S., Steiger P., Bergamini A., Fivaz F., Gonseth Y., … (2016) Rote Liste der Lebensräume der Schweiz. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU; Info Flora. 33 S.

Forum Biodiversität Schweiz (Hrsg.) (2022) 20 Jahre Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Sonderheft zu HOTSPOT 46. Bern: Akademien der Wissenschaften Schweiz. 44 S. *doi.org/10.5281/zenodo.7056956*

Fragnière Y., Dermelj L., Küffer N., Sciboz J., Müller-Kroeling S., Parisod C., Kozlowski G. (2024) Relict of riparian floodplain forests: Natural distribution and ecology of *Ulmus laevis* in Switzerland. Journal for Nature Conservation 78: 126574. *doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126574*

Grosvernier P. (2026) Changement d'échelle pour la mise en oeuvre de zones-tampon hydrologiques autour des marais en Suisse. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 57–63. *doi.org/10.55419/wsl:44633*

Lachat T., Pauli D., Gonseth Y., Klaus G., Scheidegger C., Vittoz P., Walter, T. (2010) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: Ist die Talsohle erreicht? Bern: Haupt. 235 S.

Landolt E., Bäumler B., Erhardt A., Hegg O., Klötzli F., Lämmler W., … (2010) Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt. 376 S.

Meier E., Lüscher G., Herzog C., Herzog F., Indermaur A., Winizki J., Knop E. (2025) Veränderung der Biodiversität in der Schweizer Agrarlandschaft: Von der ALL-EMA-Ersterhebung (2015–2019) zur Zweiterhebung (2020–2024). Agroscope Science 209: 1–84. *doi.org/10.34776/as209*

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. PNAS 119: e2123070119. *doi.org/10.1073/pnas.2123070119*

Schmidt B.R., Mermod M., Zumbach S., Rey E., Dosch O. (2023) Rote Liste der Amphibien. Gefährdete Arten der Schweiz. Bern: BAFU; Neuenburg: Info fauna karch.

Schmidt B.R., Zumbach S., Tobler U., Lippuner M. (2015) Amphibien brauchen temporäre Gewässer. Z. Feldherpetol. 22: 137–150.

Schweizerischer Bundesrat (2001) Verordnung über den Schutz der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Amphibienlaichgebiete-Verordnung AlgV) vom 15. Juni 2001. Bern: Schweizerische Eidgenossenschaft.

Seiler H., Peintinger M., Bergamini A. (2026) Vegetationswandel in Kalkflachmooren der Schweiz zwischen 2005/06 und 2024/25. Birmensdorf: WSL.

Siffert O., Pellet J., Ramseier P., Tobler U., Bergamini A., Schmidt B.R. (2022) Where Land and Water Meet: Making Amphibian Breeding Sites Attractive for Amphibians. Diversity 14: 834. *doi.org/10.3390/d14100834*

Volkart G., Hedinger C., Bonnard L., Bauer L., Jöhl R., Urech M., Tobler U. (2024) Die fünf Biotopinventare Hoch- und Flachmoore, Auen, Amphibienlaichgebiete und Trockenwiesen/-weiden im Überblick. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.

Abstract

Successes and challenges in Switzerland's biotopes of national importance

Biotopes of national importance cover only 2.3 % of Switzerland's land area but harbour a large share of the country's threatened habitats and species. The programme "Monitoring the Effectiveness of Habitat Conservation in Switzerland" (WBS) assesses whether dry meadows and pastures, mires, floodplains and amphibian breeding sites are developing in line with their conservation objectives. After two survey periods of six years each, the results show a mixed picture. Dry meadows and pastures show positive trends, with declining nutrient indicator values, expanding target habitat area and increasing shares of habitat specialists. Amphibian breeding sites have largely stabilised, although many threatened species remain under pressure. In contrast, mires continue to dry out, while floodplains show reduced dynamics, structural changes and increasing pressure from invasive alien species. The results show that legal protection must be complemented by continued management, hydrological restoration, process-based floodplain conservation and long-term monitoring.

Keywords: habitat conservation, biodiversity monitoring, dry meadows and pastures, mires, floodplains, amphibians

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Das Potential der Fernerkundung für die Erkennung von Veränderungen in Schutzgebieten

Schutzgebiete sind ein zentraler Pfeiler des Naturschutzes, doch ihre Wirksamkeit lässt sich nur durch Monitoring belegen. Felderhebungen bleiben unverzichtbar, sind für flächendeckende Veränderungsanalysen aber oft zu aufwendig. Fernerkundung ergänzt sie komplementär, indem Veränderungen zeitlich dicht und ohne die Gebiete zu betreten erfasst werden. Global liefern MODIS, Landsat und Sentinel lange Zeitreihen mit Daten in niedriger bis hoher räumlicher Auflösung. Schweizer Schutzgebiete sind oft klein. Viele Biotope messen unter einer Hektare, und so müssen nationale Fernerkundungsdaten mit sehr hoher Auflösung verwendet werden. Ihre Stärke zeigt die Fernerkundung dort, wo sie Trends innerhalb und ausserhalb der Schutzgebiete vergleichbar macht.

Christian Ginzler

Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf

1 Einleitung

Schutzgebiete bilden ein zentrales Instrument des Naturschutzes, um die biologische Vielfalt langfristig zu erhalten und zu fördern. Ihre Bedeutung wird angesichts des Zustands der Biodiversität in der Schweiz besonders deutlich: Von den rund 10 800 bislang untersuchten einheimischen Arten gelten 35 % als gefährdet, einige davon sind bereits ausgestorben und weitere 12 % gelten als potenziell gefährdet (BAFU 2023). Von den 167 bewerteten Lebensraumtypen sind knapp die Hälfte bedroht. Bei den Feuchtgebieten sind es sogar 85 % BAFU (2023). Um den Schwund von mittlerweile seltenen und bedrohten Biotopen zu bremsen, wurden die bedeutendsten auf nationaler Ebene unter Schutz gestellt.

Vor diesem Hintergrund kommt diesen rund 7000 Biotopen von nationaler Bedeutung sowie den zahlreichen kantonalen und kommunalen Schutzgebieten eine Schlüsselrolle zu: Sie sichern die letzten Rückzugsräume für spezialisierte, oft stark gefährdete Arten und erhalten damit einen überproportionalen Anteil der einheimischen Arten (Bergamini *et al.* 2025).

Schutz allein genügt jedoch nicht, er muss auch wirksam sein, und Wirksamkeit lässt sich nur durch Monitoring nachweisen. Ob eine Fläche ihre Schutzfunktion tatsächlich erfüllt, lässt sich erst dann feststellen, wenn Veränderungen wie Verbuschung, Verlandung, Trockenstress oder unerlaubte Eingriffe frühzeitig und flächendeckend erkannt werden. Die Erfassung von Veränderungen kann grundsätzlich durch Datenerhebungen im Feld oder mittels Fernerkundung erfolgen.

2 Die Komplementarität von Felderhebungen und Fernerkundung

2.1 Vom Plot in die Fläche

Felderhebungen und Fernerkundung schliessen sich nicht aus, sie können sich ergänzen. Feldaufnahmen sind zeit- und kostenintensiv, oft nur alle 5 bis 10 Jahre möglich und in topografisch anspruchsvollem Gelände, wie in alpinen Schutzgebieten, logistisch schwierig. Daher werden für Feldaufnahmen meist repräsentative Stichproben gezogen, um mit einem optimierten Design Aussagen zu Zuständen und Veränderungen in Schutzgebieten zu machen. Im Feld sind detaillierte Erhebungen der Vegetation, Beobachtung und Aufnahme der Fauna, sowie Sammeln von eDNA-, Wasser- oder Bodenproben für anschliessende Analysen möglich. Vegetationsaufnahmen erfolgen oft auf Flächen von wenigen Quadratmetern bis wenigen Aren. Faunistische Aufnahmen reichen von sehr lokal, wie Erhebungen auf und in Totholz, bis zu Transekten über viele 100 Meter zum Erfassen von Schmetterlingen oder Vögeln (BAFU 2014).

Mit Fernerkundung besteht die Möglichkeit, Daten über grosse Gebiete zu erfassen. Je nach verwendeter Plattform von wenigen Hektaren (Drohne) bis zu globaler Abdeckung (Satelliten). Derselbe Detaillierungsgrad auf Ebene Einzelarten wie bei terrestrischen Feldaufnahmen wird selten erreicht. Allerdings werden mit Fernerkundung Bodenbedeckungen, Vegetationseigenschaften und Lebensräume grossflächig charakterisiert. Diese Fernerkundungsdaten können mit Felddaten kombiniert werden und so als Proxy für das Vorkommen von einzelnen Arten oder Gruppen von Arten dienen. Somit besteht die Möglichkeit, anhand der Plotdaten modellierte, räumlich explizite Kartierungen zu erstellen.

2.2 Möglichkeit zum Informationsgewinn, ohne Gebiete betreten zu müssen

Ein Vorteil der Fernerkundung liegt neben Kosten- oder Flächenargumenten im «Blick aus der Ferne». Es können Daten und Informationen gewonnen werden, ohne sensible Gebiete wie Schutzgebiete oder gefährliche Gebiete betreten zu müssen. Mittels Fernerkundung erhobene Daten können zum Beispiel in folgenden Situationen dienlich sein:

- Trittempfindliche Vegetation: Hochmoore sind von einem lebenden Torfmoosteppich bedeckt, der durch wiederholtes Betreten verdichtet und geschädigt werden kann.
- Störungsempfindliche Fauna: Aufsuchen von Brutplätzen bodenbrütender Vogelarten während der Brutzeit kann den Bruterfolg beeinträchtigen. Der Einsatz von Drohnen muss allerdings mit Bedacht geplant werden. Je nach Flughöhe, Lärm und Silhouette wirken sie selbst als Störung und werden in diesen Schutzgebieten zu Recht wie ein Betreten behandelt. Flugzeuggestützte Daten können hier zum Einsatz kommen.
- Abgelegenes, unzugängliches oder gefährliches Gelände: Steile Felsvegetation oder abgelegene Kernzonen alpiner Pärke sind für regelmässige Feldbegehungen schwierig oder nur mit hohem Risiko und Aufwand erreichbar.
- Flächendeckung statt Stichprobe: Feldaufnahmen sind aus Ressourcengründen auf Stichproben beschränkt; die Fernerkundung erlaubt dagegen eine Vollerhebung sämtlicher Gebiete, ohne dass jedes einzelne betreten werden muss.

Diese Vorteile der Fernerkundung ersetzen Datenerhebungen im Feld nicht. Analysen von Fernerkundungsdaten brauchen Referenzdaten aus dem Feld. Hinzu kommt, dass viele Schweizer Schutzgebiete auf Pflege angewiesen sind: Trockenwiesen und -weiden, Flachmoore oder Sonderwaldreservate existieren nur, weil dort regelmässig eingegriffen wird. Das Prinzip «beobachten, ohne zu betreten» gilt deshalb nicht für alle Schutzgebiete, sondern für jene Gebiete und Zonen, die der ungestörten Eigendynamik überlassen sind. In gepflegten Schutzgebieten liegt der Nutzen der Fernerkundung in der Dokumentation, ob Massnahmen gewirkt haben.

3 Verschiedene räumliche und zeitliche Skalen für den Einsatz von Fernerkundung

Die Art und Weise wie Fernerkundungsmethoden eingesetzt und verwendet werden, ist stark von der räumlichen und zeitlichen Skala abhängig. Je nach Grösse der Gebiete, der Fragestellung und der Merkmale, die beobachtet werden sollen, sind unterschiedliche Datenquellen, Plattformen und Sensoren notwendig.

3.1 Einsatz von Fernerkundung auf globaler und kontinentaler Skala

Weltweit stehen heute rund 17,6 % der Landfläche und knapp 8,5 % der Meeresfläche unter Schutz (UNEP-WCMC und IUCN 2024). Im Rahmen des «30-by-30»-Zielwerts des Kunming-Montreal-Rahmenabkommens sollen bis 2030 je 30 % erreicht werden (UNEP-WCMC und IUCN 2024). Flächen dieser Grössenordnung lassen sich im Feld nicht überwachen. Hier wird satellitengestützte Fernerkundung seit Jahrzehnten eingesetzt (Friedl *et al.* 2002; Zanaga *et al.* 2022). Auf globaler Ebene ist dabei weniger die räumliche Detailschärfe entscheidend, sondern vielmehr die Kombination von flächendeckender Verfügbarkeit, langen, konsistenten Zeitreihen und freiem Zugang zu den Daten. Nur so lassen sich Veränderungen wie Entwaldung, Ausdehnung von Brandflächen, Landnutzungswandel oder Gletscherschwund in praktisch jedem Schutzgebiet der Erde über Jahrzehnte hinweg nachverfolgen (Friedl und Sulla-Menashe 2022).

Folgende Erdbeobachtungssysteme sind global besonders wichtig: MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) mit einer Pixelgrösse von 250 m bis 1 km liefert seit 2000 täglich globale Aufnahmen und damit die Basis für grossflächige Phänologie- und Vegetationstrends. Die Nachfolge ab 2027 übernimmt VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite), eine Kontinuität der Datenreihe von MODIS ist damit garantiert. Für feinere räumliche Analysen bildet die Landsat-Reihe (Pixelgrösse 30–80 m, seit 1972) die längste kontinuierliche Erdbeobachtungs-Zeitreihe mit aktuellen Aufnahmen ca. alle 16 Tage. Landsat ist damit die einzige Datenquelle, die Veränderungen in Schutzgebieten über mehr als 50 Jahre dokumentieren kann. Im Jahr 2017 hinzugekommen ist das europäische Copernicus-Programm mit den Sentinel-Satelliten: Mit dem multispektralen Sentinel-2 besteht ein global operationeller Betrieb mit 10–20 m Auflösung und fünftägiger Wiederholrate, ergänzt durch das wetterunabhängige Radar von Sentinel-1.

Damit stehen heute für die Quantifizierung von Veränderungen sehr dichte Zeitreihen zur Verfügung. Cloud-Computing-Umgebungen wie Google Earth Engine machen die entstandenen Petabyte-Archive der verschiedenen Programme auswertbar. Auf dieser Grundlage lassen sich beispielsweise die von der «Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (GEO BON)» definierten «Essential Biodiversity Variables» wie Blattflächenindex, Chlorophyllgehalt oder Landoberflächen-Phänologie ganz oder teilweise aus Fernerkundungsdaten ableiten und über national erhobene Daten hinweg vergleichbar machen (Skidmore *et al.* 2021).

Auf europäischer Ebene ist die Anwendung von Fernerkundung in den Natura-2000-Gebieten ein Beispiel für die Erfassung von Zuständen und Veränderungen in Schutzgebieten. Die EU-Habitatrichtlinie verlangt eine standardisierte Erfassung des Zustands der Lebensraumtypen und eine Berichterstattung im Sechsjahresrhythmus gegenüber der Europäischen Kommission

(Council of the European Communities 1992), was angesichts der Grösse (1 296 333 km²) und Vielzahl (27 132) der Gebiete eine Aufgabe ist, die ohne Fernerkundung kaum zu bewältigen wäre (European Environment Agency 2026). Entsprechend sind in den letzten anderthalb Jahrzehnten zahlreiche Dienste und Forschungsprojekte entstanden, die diese Berichtspflicht mit Fernerkundungsdaten unterstützen. Die meisten dieser Produkte arbeiten auf Sentinel-2-Basis mit 10–20 m Auflösung. Dies ist ausreichend für grössere, homogene Natura-2000-Gebiete. Reicht die räumliche Auflösung nicht aus, kommen kommerzielle Systeme wie Pléiades oder Planet hinzu. Diese haben Pixelgrössen von 1–4 m. Im Rahmen des Copernicus Land Monitoring Service der Europäischen Umweltagentur werden Bodenbedeckungskarten und Veränderungen der Bodenbedeckung für graslanddominierte Natura-2000-Gebiete basierend auf Sentinel-2-Satellitendaten berechnet (Abb. 1; European Union 2021).

3.2 Schweiz: Kleinräumigkeit als Herausforderung für die Fernerkundung

So leistungsfähig globale und kontinentale Fernerkundungsansätze für grossflächige Schutzgebiete auch sind, sie lassen sich nur bedingt auf die Schweiz übertragen. Die Natura-2000-Gebiete haben eine mittlere Flächengrösse von 47 km². Schweizer Schutzgebiete sind im internationalen Vergleich deutlich kleiner: So messen viele Biotope von nationaler Bedeutung, etwa einzelne Amphibienlaichgebiete oder Hochmoore, weniger als eine Hektare (BAFU 2024). Sentinel-2-Pixel von 10 × 10 m oder MODIS-Pixel mit 250 m Kantenlänge können solche Objekte kaum noch sinnvoll beschreiben, geschweige denn interne Strukturen wie Verbuschung oder offene Bodenstellen abbilden. Die globalen Standarddatenquellen, die für grossflächige Gebiete gut geeignet sind, stossen damit bei den kleinräumigen Schweizer Schutzgebieten an ihre Grenzen. Hier braucht es deshalb andere, feiner auflösende Datenquellen, wie hochaufgelöste Luftbilder von swisstopo (10–25 cm Bodenauflösung), Bilder von Drohnenbefliegungen mit Auflösungen im Zentimeterbereich oder hochaufgelöste LiDAR-Daten, die mittels Flugzeug-Laserscanning erhoben werden.

Für ein Monitoring ist es zentral, dass die Daten in gleichbleibender Qualität über lange Zeiträume erhoben werden. In der Schweiz gibt es verschiedene solche Daten, die landesweit und frei verfügbar sind:

- SWISSIMAGE (swisstopo): landesweite hochaufgelöste Orthofotos (RGB und Farb-Infrarot) mit 10–25 cm Bodenauflösung, im rollenden 3-Jahres-Rhythmus aktualisiert – die zentrale Datengrundlage für flächendeckende Luftbildvergleiche.
- swissSURFACE3D (swisstopo): mittels Flugzeug-Laserscanning landesweit erhobene LiDAR-Daten im 6-Jahres-Rhythmus, aus welchen ein hochaufgelöstes 3D-Oberflächen- und Geländemodell für Struktur- und Höhenanalysen abgeleitet wird.
- Sentinel-1/-2 (Copernicus): Frei verfügbare multispektrale und Rader-Satellitendaten, zwar grob aufgelöst (10–20 m), aber eine zeitliche Auflösung von 3–5 Tagen und damit für grossflächige, zeitnahe Trend- und Störungsanalysen (z. B. Trockenstress, Schneebedeckung) geeignet, sofern das Schutzgebiet und die zu erkennenden Einheiten gross genug sind.

Neben diesen landesweit verfügbaren flugzeug- und satellitengestützten Daten gibt es weitere Daten, die aber nur kleinräumig und auf Bestellung verfügbar sind. Sie können eine höhere Informationsdichte besitzen,

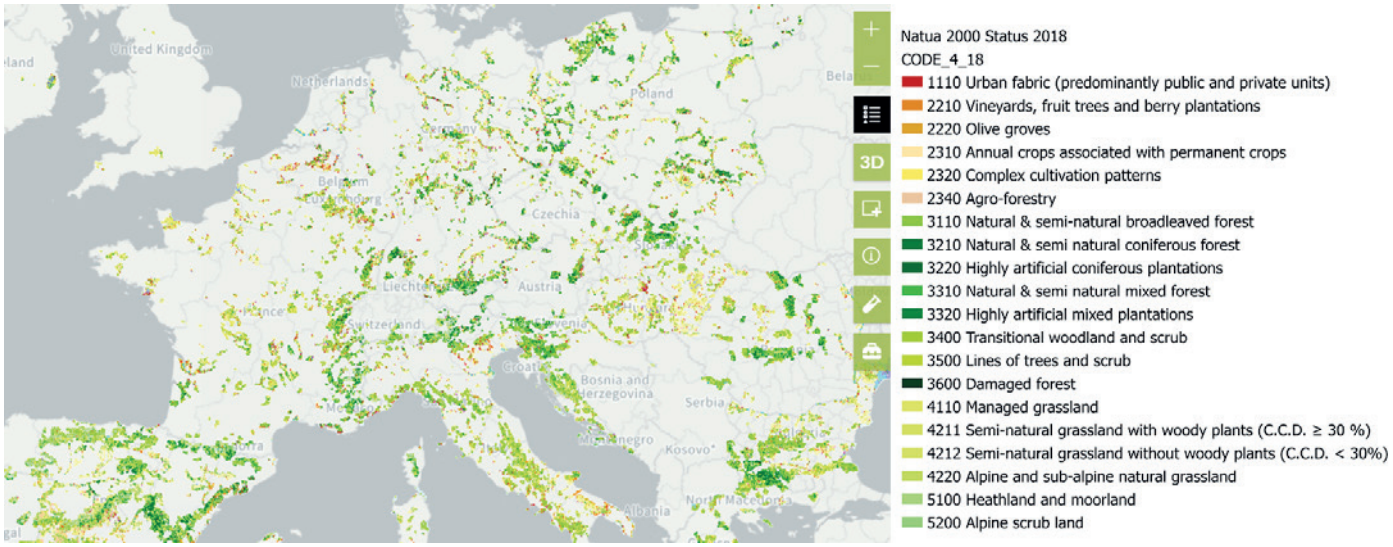


Abb. 1. Beispiel für den Einsatz von Fernerkundung für die Kartierung von Zuständen und Veränderungen in Natura-2000-Gebieten in Europa (*land.copernicus.eu/en/products/n2k*). Es werden 55 Bodenbedeckungsklassen mit einer minimalen Flächengrösse von 0,5 ha basierend auf Sentinel-2-Satellitendaten ausgewiesen.

sowohl räumlich, zeitlich als auch spektral, und eignen sich vor allem für spezifische Fragestellungen in Schutzgebieten und nicht für ein systematisches, langfristiges Monitoring, das sehr viele Schutzgebiete betrifft:

- Daten aus Drohnenbefliegungen: zentimetergenaue RGB-, Multispektral- oder Thermalaufnahmen für einzelne Schutzgebiete.
- Hyperspektrale Befliegungen mittels Drohnen oder Flugzeug: erfassen feine spektrale Signaturen zur Modellierung von Traits oder zur Früherkennung von physiologischem Stress oder Vegetationseigenschaften, sind aber aufwendig, teuer und meist nur für einzelne Kampagnen verfügbar.
- Kommerzielle Höchstauflösungssatelliten mit Auflösungen von 30 cm (z. B. Pléiades Neo, WorldView): auf Bestellung für einzelne Gebiete, jedoch kostenpflichtig und nicht als konsistente Landeszeitreihe angelegt.

4 Anwendungsfelder von Fernerkundungsdaten in Schweizer Schutzgebieten

Die Schweiz kennt kein einheitliches Schutzgebiet, sondern ein Nebeneinander sehr unterschiedlicher Kategorien, welche von wenige Aren grossen Biotopen über Naturwaldreservate bis zum Nationalpark reichen (Tester 2025). Entsprechend unterschiedlich fallen die geeigneten Fernerkundungsdaten aus: landesweit verfügbare, wiederholbare Datensätze tragen das systematische Monitoring, kleinräumige Bestelldaten ergänzen es für Detailfragen. Hier einige Beispiele von unterschiedlichen Kategorien von Schutzgebieten, wo Fernerkundung bereits eingesetzt wird:

- Biotope von nationaler Bedeutung: Rund 6000 Objekte werden im Rahmen der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz WBS alle sechs Jahre über einen Vergleich hochaufgelöster Stereo-Luftbilder von swisstopo vollständig ausgewertet.
- Naturwaldreservate: In Reservaten mit Prozessschutz wie den Naturwaldreservaten steht die unbeeinflusste Waldentwicklung im Zentrum. Mittels flächendeckender LiDAR- und Luftbilddaten werden Strukturparameter wie Kronenhöhe, Schichtung oder Kronenschlussgrad erfasst (Hobi *et al.* 2026 in diesem Band, S. 25). Solche Strukturparameter sind gute Prädiktoren für die Artenvielfalt im Schweizer Wald (Zellweger und Bollmann 2017). Landesweite Vegetationshöhenmodelle erlauben zudem, Höhenveränderungen der Baumschicht über mehrere Jahrzehnte zurückzuverfolgen (Ginzler *et al.* 2021; Marty *et al.* 2025).
- Schweizerischer Nationalpark: Der Schweizerische Nationalpark ist das grösste Wildnisgebiet der Schweiz. Fernerkundungsdaten spielen im Nationalpark bei vielen Forschungsprojekten immer wieder eine wichtige Rolle (Kneubühler 2026). So sind in den letzten 10 Jahren über 100 Drohnenaufnahmen durchgeführt worden, um zum Beispiel die Renaturierung von Lebensräumen zu dokumentieren, die Pflanzenvielfalt zu schätzen und Lebensraumtypen zu kartieren (Rossi und Wiesmann 2024). Multi- und hyperspektrale Daten wurden in Vegetationsanalysen integriert (Rossi *et al.* 2022; Schweizer 2026).
- Pärke von nationaler Bedeutung: Diese Gebiete sind gross, hier sind Sentinel-2- und Landsat-Zeitreihen für Landnutzungswandel, Verwaldung ehemaliger Alpweiden oder Waldstörungen gut geeignet, während SWISSIMAGE-Vergleiche die Kleinstrukturen innerhalb der Perimeter abdecken. Zeitreihen von Satellitendaten wurden im Projekt *ValPar.CH* verwendet, um für ausgewählte Pärke (und darüber hinaus für die ganze Schweiz) Datensätze zu Vegetationseigenschaften (Traits) zu berechnen (Külling *et al.* 2024). Im «Wildnispark Zürich» werden schon lange Luftbilder und LiDAR zur Dokumentation und der Beantwortung von Forschungsfragen eingesetzt (Fischer 2010).
- Kantonale und kommunale Schutzgebiete: Für sie bestehen meist keine eigenen Monitoringprogramme mit Fernerkundung. Sie profitieren jedoch direkt von den landesweiten Standardprodukten wie SWISSIMAGE und swissSURFACE3D. Im Rahmen des Schweizerischen Landesforstinventars werden aus den LiDAR-Daten jährlich aktualisierte Vegetationshöhenmodelle gerechnet, die über *map.geo.admin.ch* und ENVIDAT (dem Datenportal der WSL) frei verfügbar sind (Ginzler *et al.* 2019). Diese Produkte erlauben auch kleinen Vollzugsstellen, zeitliche Vergleiche zu machen, ohne dass spezialisiertes Wissen über Fernerkundung nötig ist.

5 Das Beispiel der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS)

Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) ist ein gemeinsames Programm von BAFU und WSL und untersucht, wie sich die Biotope von nationaler Bedeutung (Hoch- und Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden, Auen, Amphibienlaichgebiete) langfristig verändern. Während in den WBS-Modulen Vegetation und Amphibien Felderhebungen in Stichproben gemacht werden, werden im Modul Fernerkundung im 6-Jahresrhythmus mittels Luftbildvergleich alle gut 6000 Objekte der Trockenwiesen- und weiden, Flach- und Hochmoore sowie Auen flächendeckend untersucht. Dazu werden Stereo-Luftbildstreifen von swisstopo mit einer Bodenauflösung von 10–25 cm ausgewertet. Für alle Objekte der Trockenwiesen und -weiden, Flachmoore, Hochmoore, alpine Schwemmebenen und Gletschervorfelder wird ein Raster mit einer Kantenlänge von 50 × 50 m gelegt (Abb. 2). Innerhalb der Rasterzellen wird visuell in 11 Deckungsklassen geschätzt, wie hoch der Gehölzanteil ist, welche Gehölzstrukturen vorhanden sind, und ob Infrastrukturelemente wie Strassen oder Gebäude vorhanden sind. So lassen sich Verbuschung oder bauliche Eingriffe über Jahrzehnte hinweg nachvollziehen. Bei Gletschervorfeldern und alpinen Schwemmebenen werden zusätzlich die Anteile von offenem Wasser und

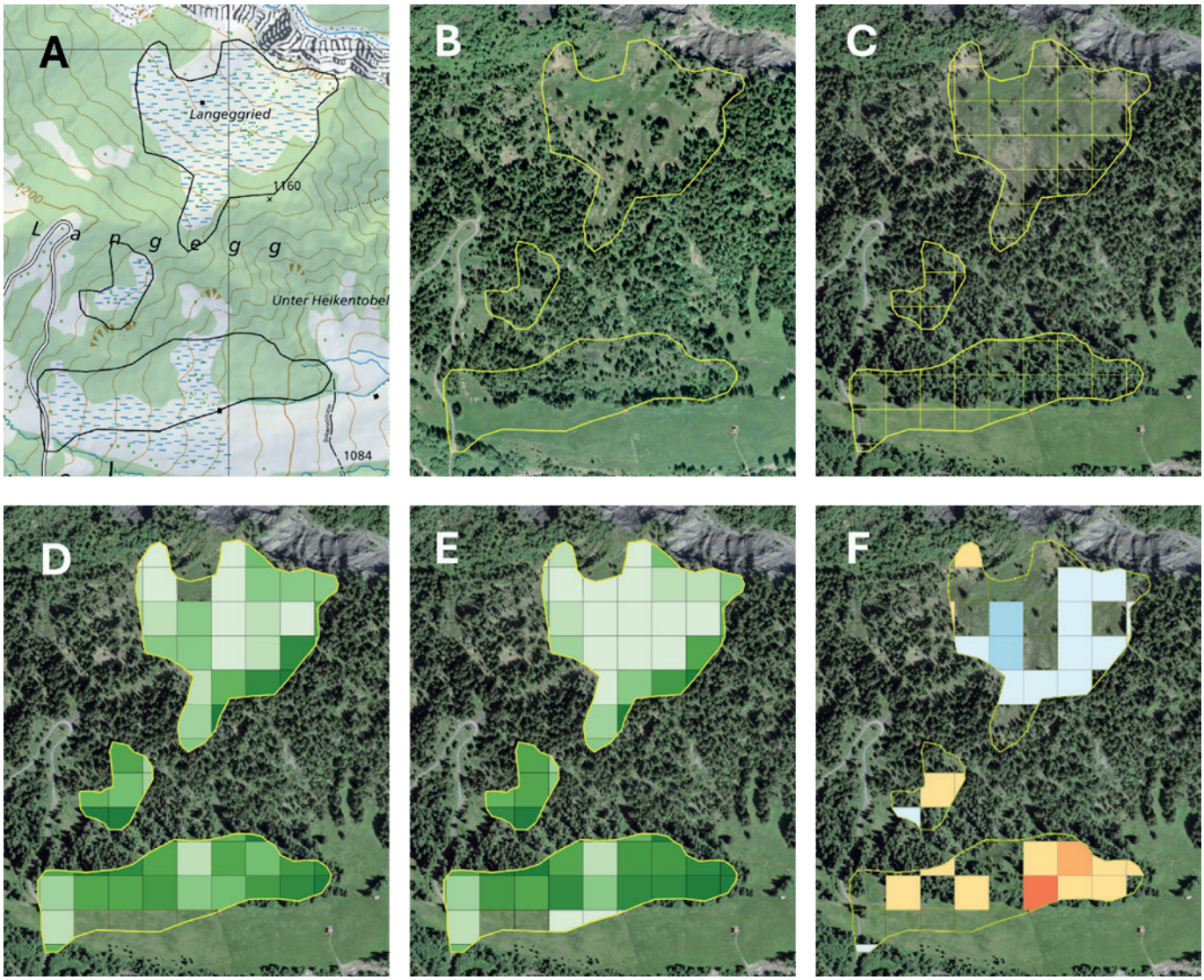


Abb. 2. Luftbildinterpretation für das Flachmoor Langeggried/Unter Heikentobel (Objektnummer 3193). (A) Landeskarte LK25 mit dem Objektperimeter (schwarze Linien); (B) Orthobild 2016; (C) Orthobild 2022; (D, E) Visuelle Schätzung der Gehölzdeckung im Jahr 2016 (D) bzw. 2022 (E) in 50-×-50-m-Rastern in 11 Klassen. Je dunkler die Rasterquadrate eingefärbt sind, desto höher ist der Gehölzdeckungsgrad; (F) Differenz zwischen der Gehölzdeckung 2022 und 2016. Blau = Abnahme der Gehölzdeckung, Rot = Zunahme der Gehölzdeckung. (© swisstopo)

offenem Boden geschätzt. Damit können Sukzessionen der Vegetation quantifiziert werden. In Flussauen, Deltas und Seeauen werden Formationen wie vegetationsfreie Kiesbänke sowie Weich- und Hartholzauwald kartiert (Bergamini *et al.* 2025).

Mittels der Luftbildinterpretation konnte zum Beispiel schweizweit in Trockenwiesen und -weiden eine jährliche Zunahme der Gehölzdeckung zwischen der WBS-Ersterhebung (2010–2016) und der Zweiterhebung (2017–2022) von +0,04 % festgestellt werden (Bergamini *et al.* 2025). Diese Zunahme ist sehr gering. Allerdings können sich einzelne Objekte stark unterscheiden. Da mittels Fernerkundung alle Objekte flächendeckend erfasst werden, können auch Aussagen zu den einzelnen Objekten gemacht werden. So konnten 17 TWW-Objekte (0,58 % der TWW-Objekte, in denen Veränderungen gemessen wurden) identifiziert werden, welche sich sehr stark negativ veränderten (> 2 % Zunahme der Gehölzdeckung pro Jahr). Mit der Interpretation der unterschiedlichen Gehölzstrukturen können Veränderungen noch detaillierter analysiert werden. So hat in TWW-Objekten die Gehölzdeckung nahe an Waldrändern doppelt so stark zugenommen, als in den zentralen Flächen der Objekte.

In den Hochmooren hat die Gehölzbedeckung zwischen WBS-Erst- und Zweiterhebung jährlich um –1,05 ha schweizweit abgenommen. Allerdings gab es nicht überall Abnahmen. In den biogeographischen Regionen Jura und Mittelland gab es leichte Zunahmen von jährlich 0,25 ha bzw. 0,37 ha. Von sehr starken Gehölzzunahmen (> 2 % Zunahme pro Jahr) waren im Jura 14 % und im Mittelland 17 % aller Hochmoore betroffen.

Durch die Möglichkeit, mittels Fernerkundung sehr effizient tausende Biotope von nationaler Bedeutung zu analysieren, lassen sich mit diesem vollständigen Monitoring sehr gezielt diejenigen Schutzgebiete ausma-

chen, die sich besonders stark negativ verändern. Der Zugriff auf diese Informationen wird im Sinne einer Früherkennung über das Online-Portal «Virtuelles Datenzentrum VDC» ermöglicht (BAFU 2020). Die Kantone können objektspezifische Daten und die WBS-Beurteilung der Zustände und Veränderungen abrufen und dann sehr gezielt auf diese Objekte fokussieren und entsprechende Massnahmen ergreifen.

Aktuell werden die Gehölzdeckungen bei der WBS noch visuell geschätzt, doch wird sich das in Zukunft bald ändern. Im Jahr 2024 hat swisstopo die flächendeckende Erfassung der Landesoberfläche mit flugzeuggestütztem Laserscanning abgeschlossen und mit der Folgeaufnahme begonnen. Es besteht nun die Möglichkeit, neben den Luftbilddaten auch die LiDAR-Daten für die Schätzung bzw. Berechnung der Gehölzdeckung zu nutzen.

Die LiDAR-Daten werden im Rhythmus von 6 Jahren erhoben und es existieren mit den Vegetationshöhenmodellen des LFI bereits heute sehr detaillierte Datensätze für die Berechnung von Veränderungen der Gehölzbedeckung und der Struktur. Diese Vegetationshöhenmodelle werden es in Zukunft erlauben, Veränderungen von Gehölzbedeckungen mit einem viel höheren Detailierungsgrad zu bestimmen, als es heute mit visueller Luftbildinterpretation möglich ist (Abb. 3). So kann der Gehölzdeckungsgrad für viel kleinere Einheiten als die aktuellen 50-×-50-m-Raster und als kontinuierlicher Wert, also ohne Klassen, berechnet werden.

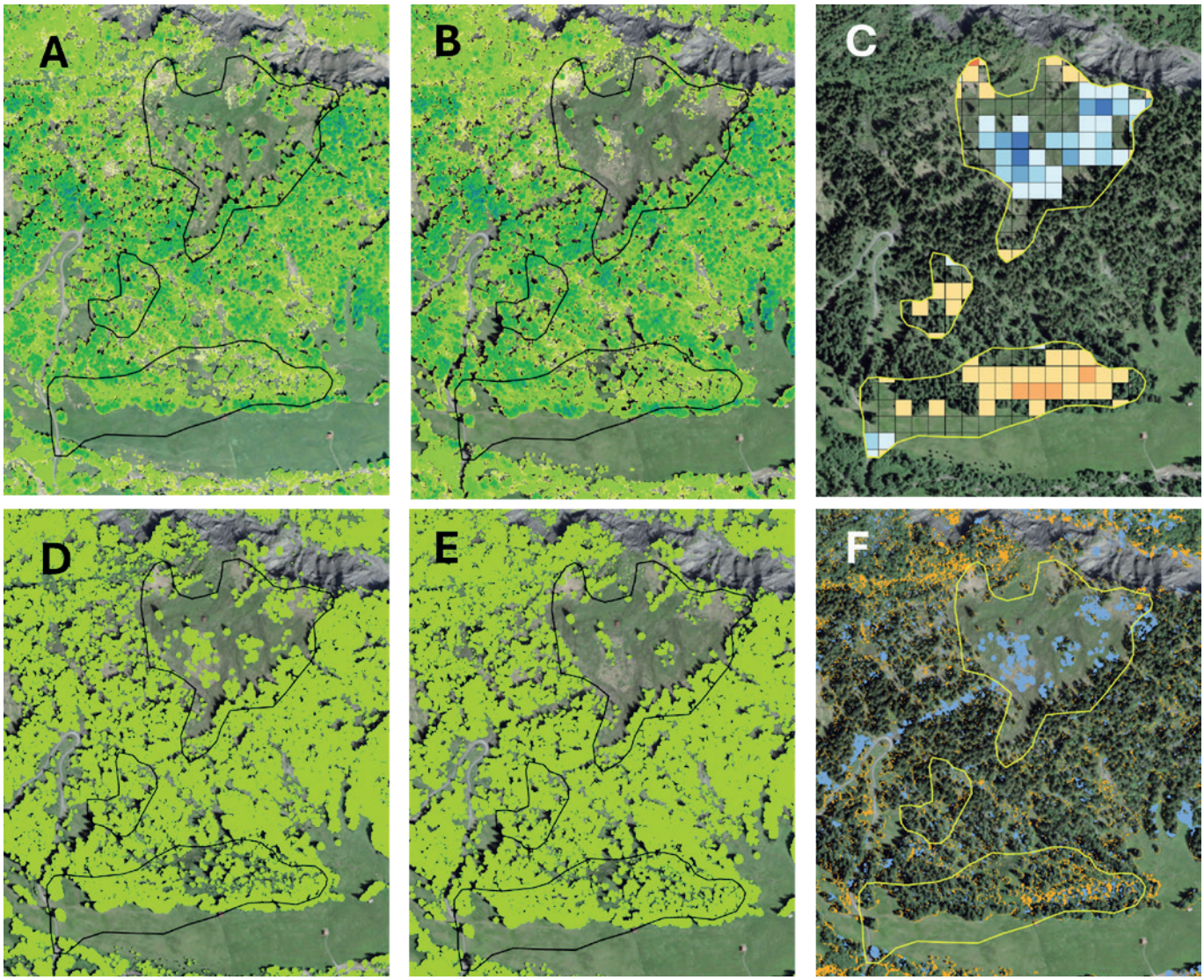


Abb. 3. Vegetationshöhenmodelle (VHM) mit Auflösung von 0,5 × 0.5m basierend auf LiDAR-Daten für das Flachmoor Langeggried/Unter Heikentobel (Objektnummer 3193) und Umgebung. (A) VHM von 2017; (B) VHM von 2022; (C) Differenz der Gehölzdeckungen zwischen 2022 und 2017 in einem Raster von 25 x 25 m, Blau = Abnahme, Rot = Zunahme; (D) Gehölze höher als 3 m im Jahr 2017; (E) Gehölze höher als 3 m im Jahr 2022; (F) Differenz der Gehölzdeckungen zwischen 2022 und 2017 durch direkte Differenzbildung der beiden Vegetationshöhenmodelle mit 0,5 × 0,5m Auflösung, Blau = Abnahme, Rot = Zunahme. (© swisstopo)

6 Grenzen und Herausforderungen

Trotz des grossen Potentials der Fernerkundung bestehen Einschränkungen: Wolkenbedeckung reduziert die Datenverfügbarkeit optischer Sensoren gerade in den niederschlagsreichen Voralpen. Frei verfügbare Satellitendaten haben zwar eine sehr hohe zeitliche Auflösung, allerdings reicht die Bodenauflösung für die oft sehr kleinen Schweizer Schutzgebiete vielfach nicht aus, um die gewünschten Ziellebensräume zu erfassen. Grundsätzlich gilt zudem: Mit optischer Fernerkundung lässt sich nur erfassen, was auch sichtbar ist. Verdeckte Vegetation und Habitate unter dem Kronendach von Bäumen sind nicht sichtbar. So stösst die Fernerkundung beispielsweise bei der Erkennung von relevanten Lebensräumen von Amphibien wie Kleingewässern unter Baumkronen für die Modellierung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten von Amphibienarten an Grenzen (Cruickshank *et al.* 2020). Mit Feldaufnahmen können Daten demgegenüber deutlich kleinräumiger und detaillierter erhoben werden: Auf der Fläche eines einzelnen Satellitenbildpixels lassen sich dort Artenlisten, Deckungsgrade einzelner Arten, Vegetationsschichtung oder abiotische Standortmerkmale erfassen. Eine solche Informationstiefe kann mit Fernerkundung nicht erreicht werden. Zudem ersetzt Fernerkundung die Feldvalidierung natürlich nicht vollständig. Referenz-Daten bleiben wichtig, um Fernerkundungsprodukte zu kalibrieren und zu interpretieren. Wie das Beispiel der WBS zeigt, lassen sich beide Herangehensweisen zur Quantifizierung und Beschreibung von Veränderung in Schutzgebieten verbinden: Mittels Felderhebungen werden detailliert Daten anhand einer repräsentativen Stichprobe gesammelt (Ecker *et al.* 2026 in diesem Band, S. 7), während mittels Fernerkundung in sehr vielen Objekten von nationaler Bedeutung Daten gesammelt werden.

7 Fazit und Ausblick

Fernerkundung erlaubt als komplementäre Methode zu klassischen Felderhebungen eine Verdichtung von Informationen sowohl in Zeit als auch in Raum. Dies bietet einen Mehrwert bei der Erfassung von Veränderungen. Mit der zunehmenden Verfügbarkeit hochauflösender Kleinsatelliten und verbesserter KI-Methoden wird sich die Fernerkundung als Standardwerkzeug im Monitoring von Schutzgebieten weiter etablieren. Dies ist ein wichtiger Beitrag für einen wirksamen, evidenzbasierten Naturschutz in der Schweiz. Die flächendeckenden Informationen aus der Fernerkundung über die ganze Schweiz ermöglichen auch Analysen über die Grenzen der Schutzgebiete hinaus. So können Trends innerhalb und ausserhalb der Schutzgebiete verglichen werden und die Wirksamkeit des Schutzes effizient aufgezeigt werden.

8 Literatur

BAFU (2014) Koordinationsstelle BDM 2014: Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Beschreibung der Methoden und Indikatoren. Umwelt-Zustand Nr. UZ-1410. Bern: BAFU.

BAFU (2020) Monitoring und Wirkungskontrolle Biodiversität. Übersicht zu nationalen Programmen und Anknüpfungspunkten. UZ-2005. Bern: BAFU.

BAFU (2023) Rote Listen: Gefährdete Arten und Lebensräume in der Schweiz – Synthese. Umwelt-Zustand Nr. UZ-2305. Bern: BAFU.

BAFU (2024) Biotope von nationaler Bedeutung. Die fünf Biotopinventare Hoch- und Flachmoore, Auen, Amphibienlaichgebiete und Trockenwiesen/-weiden im Überblick. Umwelt-Zustand Nr. UZ-2404. Bern: BAFU.

Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., …. (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz WBS: Zustand und Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174: 207 S. *doi.org/10.55419/wsl:40802*

Council of the European Communities (1992) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7).

Cruickshank S.S., Schmidt B.R., Ginzler C., Bergamini A. (2020) Local habitat measures derived from aerial pictures are not strong predictors of amphibian occurrence or abundance. Basic Appl. Ecol. 45, 51–61. *doi.org/10.1016/j.baae.2020.03.010*

Ecker K.T., Boch S., Pichon N.A., Bedolla A., Ginzler C., Moser T., Schmidt B.R., Seiler H., Bergamini A. (2026) Erfolge und Herausforderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung der Schweiz. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 7–15. *doi.org/10.55419/wsl:44627*

European Environment Agency (2026) Natura 2000 Barometer [Dashboard]. Kopenhagen. Zuletzt geändert am 19.03.2026. *www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/natura-2000-barometer-dashboards* (abgerufen am 11.09.2026).

European Union (2021) Copernicus Hotspot Monitoring Services: Production of Very High-Resolution Land cover/Land use datasets in selected Natura 2000 sites. Reference year 2018 including change layer 2012-2018, Service Contract No 3436/R0-COPERNICUS/EEA.57994.

Fischer F. (2010) Extrahierung der 3D-Struktur von Einzelbäumen aus LiDAR-Daten. Masterarbeit am Geographischen Institut der Universität Zürich.

Friedl M.A., McIver D.K., Hodges J.C.F., Zhang X.Y., Muchoney D., Strahler A.H., … (2002) Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. Remote Sens. Environ. 83, 1–2.

Friedl M., Sulla-Menashe D. (2022) MODIS/Terra+Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 500m SIN Grid V061 [Dataset]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. *doi.org/10.5067/MODIS/MCD12Q1.061*

Ginzler C., Price B., Bösch R., Fischer C., Hobi M. L., Psomas A., … (2019) Area-wide products. In: Fischer C., Traub B. (Eds.) Manag. for. ecosyst. 35. Swiss National Forest Inventory – Methods and models of the fourth assessment. 125–142. *doi.org/10.1007/978-3-030-19293-8_7*

Ginzler C., Price B., Weber D., Hobi M.L., Marty M. (2021) Dynamik der Vegetationshöhen im Schweizer Wald. Schweiz. Z. Forstwes. 172, 5: 310–317. *doi.org/10.3188/szf.2021.0310*

Hobi M., Stillhard J., Bugmann H. (2026) Waldentwicklung in Naturwaldreservaten über die letzten 50 Jahre. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 25–32. *doi.org/10.55419/wsl:44629*

Kneubühler M. (2026) Forschung aus der Vogelschau. Cratschla 2, 2–3.

Külling N., Adde A., Fopp F., Schweiger A., Broennimann O., Rey P.-L., … (2024) SWECO25: a cross-thematic raster database for ecological research in Switzerland. Sci. Data 11, 21. *doi.org/10.1038/s41597-023-02899-1*

Marty M., Piermattei L., Waser L.T., Ginzler C. (2025) Countrywide digital surface models and vegetation height models from historical aerial images. Earth Syst. Sci. Data 17, 11: 5811–5832. *doi.org/10.5194/essd-17-5811-2025*

Rossi C., Kneubühler M., Schütz M., Schaepman M.E., Haller R.M., Risch A.C. (2022) Spatial resolution, spectral metrics and biomass are key aspects in estimating plant species richness from spectral diversity in species-rich grasslands. Remote Sens. Ecol. Conserv. 8, 3: 297–314. *doi.org/10.1002/rse2.244*

Rossi C., Wiesmann S. (2024) Flying high for conservation: Opportunities and challenges of operating drones within the oldest National Park in the Alps. Ecol. Solut. Evid. 5, e12354. *doi.org/10.1002/2688-8319.12354*

Skidmore A.K., Coops N.C., Neinavaz E., Ali A., Schaepman M.E., Paganini M., … (2021) Priority list of biodiversity metrics to observe from space. Nat. Ecol. Evol. 5, 896–906. *doi.org/10.1038/s41559-021-01451-x*

Schweizer J. (2026) Spektren der Landschaft. Cratschla 2, 4–7.

Tester U. (2025) Welche Schutzgebiete braucht die Schweiz? Zürich: Paul Schiler Stiftung; Bern: Haupt.

UNEP-WCMC, IUCN (2024) Protected Planet Report 2024. UNEP-WCMC and IUCN. Cambridge: UK; Gland: Switzerland.

Zanaga D., Van De Kerchove R., Daems D., De Keersmaecker W., Brockmann C., Kirches G., … (2022) ESA WorldCover 10 m 2021 v200. *doi.org/10.5281/zenodo.7254221*

Zellweger F., Bollmann K. (2017) Der Schweizer Wald und seine Biodiversität: LiDAR ermöglicht neue Waldstrukturanalysen. Schweiz. Z. Forstwes. 168, 3: 132–139.

Abstract

The Potential of Remote Sensing for Detecting Changes in Protected Areas

Remote sensing complements fieldwork by capturing changes across large areas, at high temporal resolution, and without the need to physically enter the sites. The appropriate data source depends on the scale of interest. At the European level, Sentinel-2-based Copernicus services support reporting for the Natura 2000 sites at a coarse habitat level. Swiss protected areas are often small, with many areas measuring less than one hectare. Here, higher-resolution data are needed, such as aerial photographs and LiDAR data from swisstopo. These allow even small-scale habitats to be characterized. In Switzerland, remote sensing is already being used to monitor or the evaluate the state of various protected areas. The program "Monitoring the Effectiveness of Habitat Conservation in Switzerland" (WBS) demonstrates the potential of remote sensing for regularly monitoring of changes in biotopes of national importance. Remote sensing, however, reaches its limits, when habitats are obscured by other elements (e.g. tree crowns which cover amphibian breeding ponds) or clouds and are thus not visible. The great strength of remote sensing lies in its extensive coverage, meaning that analyses can be conducted beyond the boundaries of protected areas and to compare trends both within and outside these areas.

Keywords: remote sensing, monitoring, protected areas

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Waldentwicklung in Naturwaldreservaten über die letzten 50 Jahre

In einem Netzwerk von rund 50 ausgewählten Naturwaldreservaten in der Schweiz wird die Waldentwicklung in Abwesenheit von menschlichen Eingriffen beobachtet. Dazu werden in diesen Reservaten in einem Turnus von 5 bis 10 Jahren detaillierte Waldinventuren durchgeführt. In Kombination mit flächigen Fernerkundungsprodukten wurden so über einen Zeitraum von mehr als 50 Jahren die Prozesse Wachstum, Absterben und Verjüngung der Bäume sowie Entstehung und Zersetzung von Totholz beobachtet. Am Beispiel von vier Reservaten wird hier die vielfältige Waldentwicklung nach Nutzungsaufgabe beleuchtet. Viele dieser Reservate befinden sich noch in der Entwicklung zum Naturwald; bezüglich der Artenzusammensatzung und Waldstruktur nähern sie sich diesem aber an.

Martina Hobi[1], Jonas Stillhard[1] und Harald Bugmann[2]

[1] Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf
[2] ETH Zürich, Departement Umweltsystemwissenschaften, Zürich

1 Geschichte der Waldreservatsforschung in der Schweiz

Die Faszination naturnaher Wälder liegt darin, dass sie sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte weitgehend ohne menschliches Zutun entwickeln – Zeiträume, die das menschliche Vorstellungsvermögen bei weitem übersteigen. In Europa sind die meisten Wälder durch eine lange Nutzungsgeschichte geprägt. Wirklich unberührte Wälder im engeren Sinne sind deshalb kaum mehr zu finden (Sabatini *et al.* 2018). Daher bezeichnet man Wälder bereits dann als naturnah, wenn ihre Struktur, Baumartenvielfalt und Dynamik weitgehend den natürlichen Bedingungen entsprechen und nur geringfügig durch menschliche Eingriffe beeinflusst worden sind.

Bereits im 19. Jahrhundert wurden in Europa erste Wälder unter Schutz gestellt, um deren natürliche Entwicklung zuzulassen und zu beobachten. Ein frühes Beispiel ist das Waldgebiet Žofín im heutigen Tschechien, das 1838 unter Schutz gestellt wurde und damit eines der ältesten Waldreservate Europas ist. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden auch in der Schweiz Wälder dauerhaft aus der forstwirtschaftlichen Nutzung genommen. So ist 1910 der Fichtenurwald in Scatlè bei Brigels im Kanton Graubünden als erstes Naturwaldreservat der Schweiz ausgewiesen worden (Heiri und Hallenbarter 2011). Kurz darauf folgte 1914 die Gründung des Schweizerischen Nationalparks (Kupper 2012), des ersten Nationalparks der Schweiz und der Alpen zugleich. Er zählt zu den ersten grösseren Schutzgebieten in Europa, in denen sich die Natur ungestört entwickeln konnte.

Grundsätzlich werden in der Schweiz zwei Typen von Waldreservaten unterschieden: Natur- und Sonderwaldreservate. Beide dienen der Förderung der Biodiversität, und die Naturwaldreservate stellen zusätzlich den ökologischen Prozessschutz sicher (Hobi *et al.* 2025a). So wird in diesen gänzlich auf die Waldbewirtschaftung verzichtet, während in den Sonderwaldreservaten mit gezielten Eingriffen Lebensräume für bestimmte Tiere, Pflanzen und Pilze geschaffen resp. gefördert werden. Die Waldpolitik des Bundes verfolgt das Ziel, bis 2030 10 Prozent der Waldfläche in Naturwald- und Sonderwaldreservaten zu schützen – je zur Hälfte in den beiden Reservatstypen. 2022 waren 7,3 Prozent der Waldfläche in einem der beiden Typen geschützt, und das Ziel dürfte damit erreichbar sein.

Die Naturwaldreservate ermöglichen die Beobachtung der natürlichen Waldentwicklung ohne menschliche Eingriffe und bilden damit die Grundlage für deren Erforschung. Diese hat in Europa eine lange Tradition (Leibundgut 1959, Mayer *et al.* 1972; Korpel 1995). Die Schweiz nimmt darin eine besondere Stellung ein, denn schon ab den 1940er Jahren wurden durch die Professur für Waldbau an der ETH erste Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten eingerichtet. Die erhobenen Daten zählen damit zu den längsten Zeitreihen Europas. Dies war zugleich der Start eines schweizweiten Monitorings, welches seit 2006 gemeinsam von der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL, der Professur für Waldökologie an der ETH Zürich und dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) durchgeführt wird. Das Monitoring umfasst heute ein Netzwerk von rund 50 Naturwaldreservaten und deckt die häufigsten Waldtypen der Schweiz ab (Abb. 1).

2 Vielfältige Forschungsmethoden

In den rund 50 Reservaten des Projektes «Monitoring Naturwaldreservate Schweiz» werden je nach Baumartenmischung, Höhenlage und Entwicklungsgeschwindigkeit der Wälder alle 5 bis 10 Jahre Waldinventuren durchgeführt. Dazu wird in jedem Reservat eine Forschungsinfrastruktur unterhalten, mit der sich die Waldentwicklung durch wiederholte Erhebungen über die

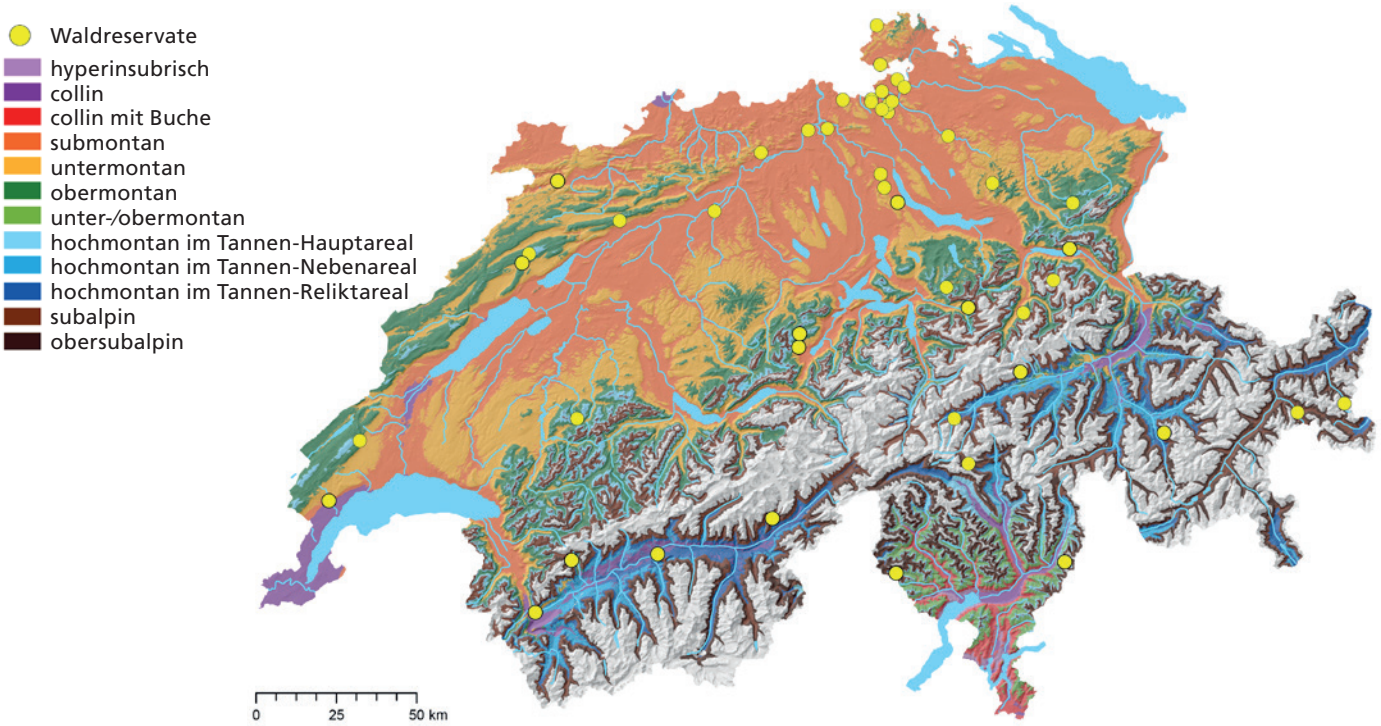


Abb. 1. Lage der rund 50 Naturwaldreservate verteilt über die verschiedenen Vegetationshöhenstufen der Schweiz.

Zeit verfolgen lässt. Die längsten Zeitreihen der Datenerhebung finden sich auf den Dauerbeobachtungsflächen, den sogenannten Kernflächen; ihre Grösse variiert zwischen 0,1 und 3,3 ha. Je nach Grösse und Heterogenität eines Reservates wurden eine oder mehrere Kernflächen ausgeschieden, auf denen alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von ≥ 4,0 cm nummeriert wurden. Die Flächen wurden so gewählt, dass sie bezüglich Waldstruktur und Standort möglichst einheitlich sind. Von jedem nummerierten Baum werden mindestens der BHD, die Baumart und der Baumzustand (lebend oder tot) erfasst (Stillhard *et al.* 2021). Zudem werden weitere Variablen wie Habitatstrukturen – unter anderem Löcher, Höhlen oder Risse am Stamm – sowie bei einem Teil der Bäume die Baumhöhe und die Kronenlänge erfasst.

Seit 2007 werden in grösseren Reservaten, d. h. solchen mit einer Fläche von über 30 ha, ergänzend zu den Inventuren auf Kernflächen Stichprobeninventuren durchgeführt (Brang *et al.* 2008). Diese erlauben es, über grössere Flächen repräsentative Daten zu gewinnen. Die Methodik orientiert sich stark an derjenigen des Landesforstinventars (LFI) und basiert auf einem Netz von permanenten, konzentrischen Probeflächen von 200 und 500 m² Grösse. Von den darauf stehenden Bäumen werden Position, BHD, Baumart, Vitalität und Habitatstrukturen erfasst (Stillhard *et al.* 2023a). Zudem werden auf kleineren Probekreisen die Verjüngung und entlang von Linientransekten das liegende Totholz erhoben.

Zunehmend finden in Kombination mit den Inventuren auch neuere, auf Fernerkundungsdaten beruhende Forschungsansätze Anwendung, analog zum Landesforstinventar (Kükenbrink *et al.* 2025). Dazu gehört die Erfassung von Waldstrukturen wie der Menge und Verteilung von Totholz mittels Laserscanning (Abb. 2). Dabei werden einzelne Kernflächen mit einem mobilen Laserscanner gescannt und so Kenngrössen zum Totholzvorkommen abgeleitet. Eine weitere wichtige Ergänzung ist die Untersuchung der Waldentwicklung mit Hilfe von Zeitreihen von Vegetationshöhenmodellen (Rüetschi *et al.* 2026), welche flächendeckend und räumlich und zeitlich hoch aufgelöst für die ganze Schweiz zur Verfügung stehen.

Eine wichtige Ergänzung zu den Erhebungen basierend auf Waldinventuren ist die Erforschung der Bedeutung von Totholz für die Diversität von Käfern, Pilzen, Moosen, und Flechten (Haeler *et al.* 2024), denn totholzbewohnende Käfer und Pilze spielen eine wichtige Rolle, wenn es um die Holzzersetzung und den Nährstoffkreislauf des Waldes geht. So wird in ausgewählten Naturwaldreservaten des Netzwerks zusätzlich ein Artenmonitoring in Zusammenarbeit zwischen der WSL und der

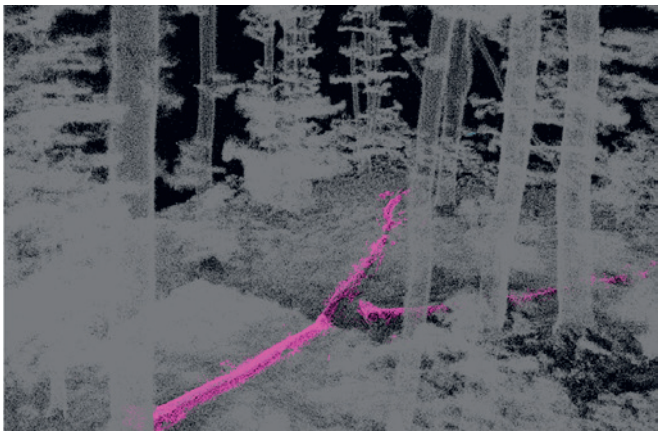


Abb. 2. Erfassung von Totholz (visualisiert in Pink mittels der Software Trace) mittels einem mobilen Laserscanners am Beispiel des Buchenwald-Reservats Adenberg.

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL durchgeführt. Dabei wird jeweils über einen Zeitraum von zwei aufeinanderfolgenden Jahren die Vielfalt von Käfern und Pilzen erfasst und mit einer standörtlich vergleichbaren bewirtschafteten Kontrollfläche verglichen (Roth *et al.* 2025).

3 Einblicke in die Waldentwicklung anhand ausgewählter Reservate

Die Kombination dieser Langzeiterhebungen erlaubt Aussagen zu Zustand und Entwicklung von Waldstrukturen, Baumverjüngung, Mikrohabitaten und Totholz in Naturwaldreservaten für verbreitete Waldtypen der Schweiz. Damit lassen sich die Lebensraumqualität der Naturwaldreservate für Organismen und die Naturnähe im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern beurteilen. Der Fokus der Analysen liegt auf den zentralen Prozessen der Waldentwicklung: Wachstum, Absterben und Verjüngung der Bäume sowie Entstehung und Zersetzung von Totholz.

Im Folgenden illustrieren wir die vielfältige Entwicklung in den Naturwaldreservaten der Schweiz exemplarisch am Beispiel von vier ausgewählten Reservaten, die verschiedene Waldtypen und Höhenstufen abdecken. Dabei fokussieren wir uns auf die Veränderungen der Grundfläche, der Stammzahl, der Durchmesserverteilung, der Artenvielfalt und der Waldstruktur – letztere mit Hilfe von Vegetationshöhenmodellen – über einen Zeitraum von gut 50 Jahren. Die Entwicklung in Naturwäldern verläuft zyklisch und kann grob in die vier Phasen «Verjüngung», «Jungwald», «Optimum» und «Zerfall» eingeteilt werden (Brang *et al.* 2011). Diese Phasen unterscheiden sich durch bestimmte Strukturmerkmale und Prozesse. Die Grösse der Fläche, welche einer Entwicklungsphase zugeordnet werden kann, variiert stark, und häufig überlappen die Phasen auch räumlich und zeitlich (Commarmot *et al.* 2015).

3.1 Buchendominanz im Adenberg

Das Buchenwaldreservat Adenberg liegt in der Gemeinde Rafz im nördlichen Teil des Kantons Zürich. Es umfasst lediglich 4,4 ha und steht seit 1970 unter Schutz (Stillhard *et al.* 2023b). Der Wald wächst auf einem fruchtbaren Standort über Molasse, mit Braunerde als vorherrschendem Bodentyp. Ursprünglich wurde dieser Wald als klassischer Mittelwald bewirtschaftet und später in einen Hochwald überführt. Gemäss den lokalen Waldbewirtschaftungsplänen wurden die Wälder in Rafz in der Vergangenheit intensiv forstwirtschaftlich genutzt. Zudem wurden Flächen für landwirtschaftliche Zwecke gerodet und Laubstreu im Wald gesammelt. Es ist daher davon auszugehen, dass auch das heutige Waldreservat Adenberg durch eine vergleichbare intensive Nutzungsgeschichte geprägt wurde.

Der Adenberg im heutigen Zustand ist ein typisches Beispiel für einen Buchenwald in der Optimalphase (Abb. 3). Diese Entwicklungsphase ist durch einen hohen Zuwachs sowie einen hohen Anteil an starken Bäumen mit grossen Kronen gekennzeichnet. Das Kronendach



Abb. 3. Buchenwald Adenberg mit mächtigen Totholzstämmen am Boden. (Foto: M. Hobi)

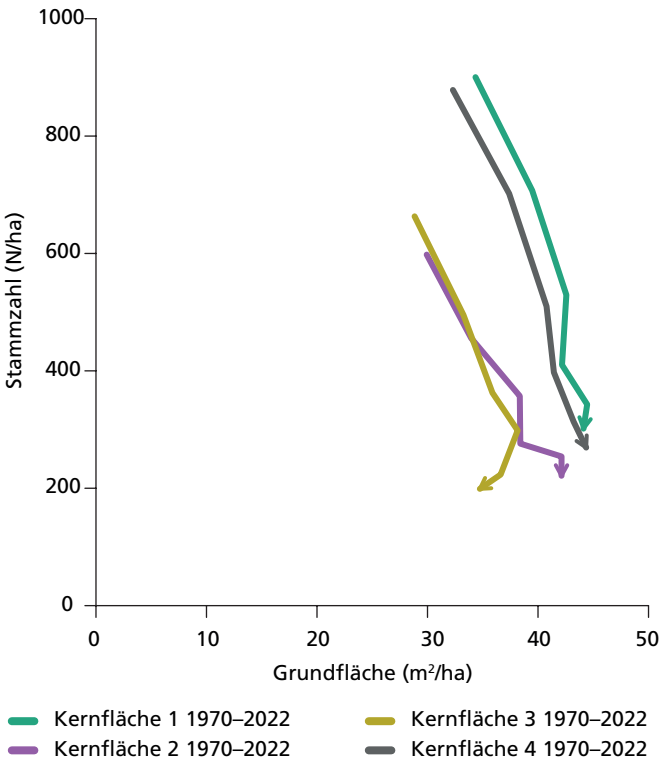


Abb. 4. Entwicklung von Stammzahl und Grundfläche auf den vier Kernflächen des Buchenwaldes Adenberg für die sechs Inventuren (1970, 1980, 1990, 2002, 2012 und 2022).

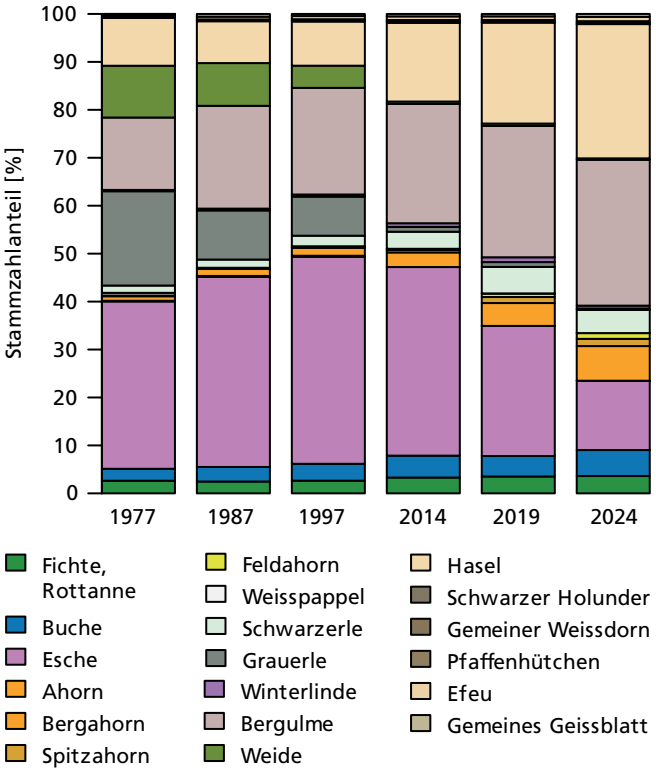


Abb. 5. Vielfältige Gehölzartenmischung nach Stammzahl und ihre Entwicklung über die sechs Zeitschnitte hinweg am Beispiel der Kernfläche 2 in der Seldenhalde.

ist meist weitgehend geschlossen, und so wirkt der Adenberg hallenartig. Da die Buche auf diesem Standort die konkurrenzstärkste Baumart ist, dominiert sie im Waldreservat.

In den vergangenen 50 Jahren hat sich die Waldstruktur im Adenberg deutlich verändert. Früher wurden lichtbedürftige Baumarten wie die Eiche gezielt gefördert, und der Bestand war durch eine hohe Stammzahl und vergleichsweise wenige starke Bäume geprägt. Mit der Aufgabe der Bewirtschaftung setzte die natürliche Sukzession ein. Besonders gut lässt sich diese Veränderung anhand der vier Kernflächen nachvollziehen, auf denen seit 1970 in Abständen von etwa zehn Jahren insgesamt sechs Inventuren durchgeführt wurden: während die Grundfläche kontinuierlich zunahm, ging die Stammzahl stetig zurück (Abb. 4). Gleichzeitig wurde der Waldbestand zunehmend dichter und dunkler. In der Oberschicht stieg der Anteil der Buche kontinuierlich und die Stammzahl der Hänge-Birke hat deutlich abgenommen. Auch die Unterschicht ist von der Dominanz der Buche geprägt, weshalb lichtbedürftige Baumarten nur eine untergeordnete Rolle spielen.

3.2 Hohe Dynamik im Auwald der Seldenhalde

Das Waldreservat Seldenhalde ist ein Auwald mit einem Mosaik von Hart- und Weichholzauen an einem der letzten unkorrigierten Abschnitte der Wutach, unmittelbar an der Landesgrenze zwischen Deutschland und der Schweiz. Es liegt in der Gemeinde Schleitheim im Kanton Schaffhausen. Durch seine besondere Lage und die dadurch schlechte Erschliessung wurde dieser Wald in der Vergangenheit kaum bewirtschaftet. Im Jahre 1967 konnten mit finanzieller Unterstützung unter anderem durch die ETH und den Kanton 6 ha Auwald von der Randenvereinigung gekauft werden. 1972 wurden insgesamt 9,2 ha unter Schutz gestellt (Huber 2000).

In natürlichen Auwäldern werden die Flächen zeitweilig überschwemmt und der Boden durch Geschiebeablagerungen immer wieder umgestaltet. Auwälder sind somit durch die Dynamik der Gewässer geprägt und infolge der starken Regulierung der Gewässer in der Schweiz selten geworden. Wertvolle Auengebiete sind deshalb durch die Auenverordnung geschützt und im Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung erfasst. Das Waldreservat Seldenhalde bildet mit südwestlich angrenzenden Auengebieten das 23 ha grosse Auenobjekt «Seldenhalde», das Teil dieses Inventars ist.

Typische Auwaldarten wie die Esche, die Grauerle und verschiedene Weidenarten sind im Waldreservat Seldenhalde zu finden (Abb. 5). Total kommen auf der 0,4 ha grossen Kernfläche 19 Gehölzarten vor. Was die Baumartenzusammensetzung angeht, befindet sich das Reservat in einem relativ natürlichen Zustand. Nur auf einzelnen der beobachteten Kernflächen wachsen nicht standortsgerechte Nadelbäume wie die Fichte. Diese stammen wohl von einer Pflanzung, die vor der Gründung des Reservats angelegt wurde. Die Baumartenvielfalt wird durch das Eschentriebsterben, eine Pilzkrankheit der Esche, beeinflusst, welches zu grossflächigem

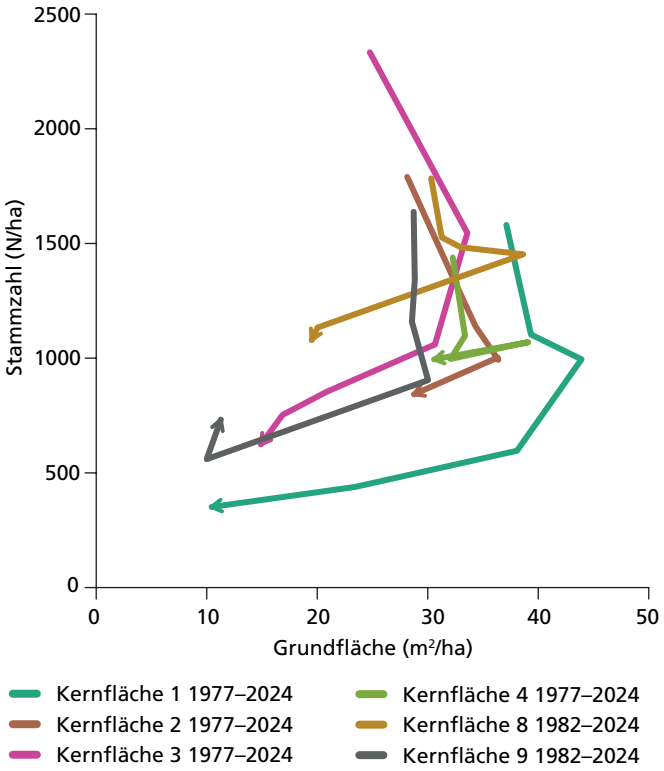


Abb. 6. Entwicklung von Stammzahl und Grundfläche auf den sechs Kernflächen des Auwaldes Seldenhalde für die sechs Inventuren (1977, 1987, 1997, 2014, 2019 und 2024).

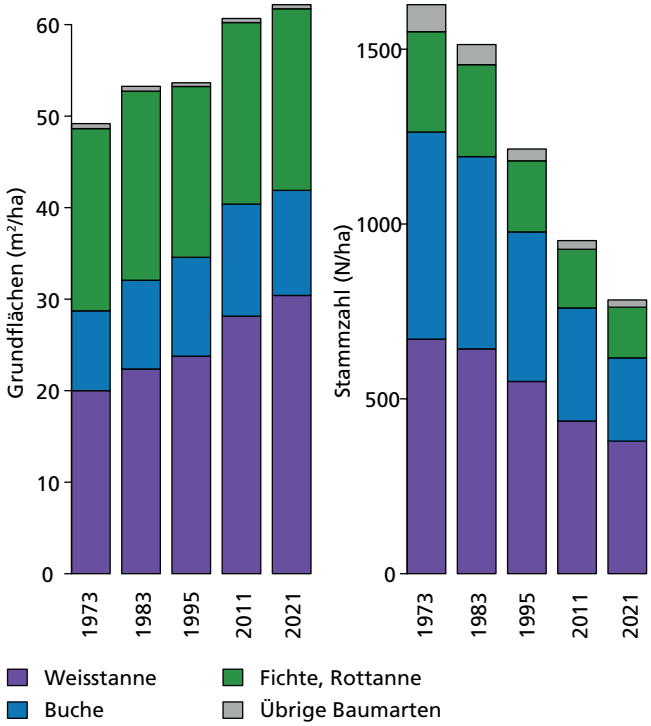


Abb. 7. Entwicklung von Stammzahl und Grundfläche nach Baumarten getrennt über alle acht Kernflächen des Leihubelwaldes hinweg.

Absterben von Eschenbeständen führt (Rigling *et al.* 2016). Auch die Aktivität des Bibers beeinflusst die Baumartenzusammensetzung in der Seldenhalde, denn er bevorzugt vor allem schnellwachsende Weichhölzer als Nahrung und Baumaterial.

Charakteristisch für Auwälder ist die grosse Dynamik, denn Teile des Waldes werden immer wieder überschwemmt und Geschiebe wird abgeladen. Diese hohe Dynamik inklusive der Auswirkungen vom Biber und dem Eschentriebsterben zeigt sich auf den sechs untersuchten Kernflächen, die seit 1977 respektive 1982 in sechs Inventuren aufgenommen wurden (Abb. 6). Zu Beginn der Untersuchungen befanden sich die Flächen im Übergang von der Jungwald- zur Optimalphase. Beginnend mit den Aufnahmen von 2014 und für alle Flächen seit 2019 zeigte sich ein deutlicher Rückgang der Stammzahl und der Grundfläche. Die Flächen befinden sich somit in einer Zerfallsphase, welche durch das Absterben von Bäumen der Oberschicht gezeichnet ist. Es ist ein offener, lockerer Bestand entstanden; der Zyklus der Waldentwicklung wurde neu angestossen und hat den Übergang in eine neue Verjüngungsphase ermöglicht.

3.3 Mächtige Tannen und Fichten im Leihubelwald

Der Leihubelwald ist ein obermontaner Tannen-Fichtenwald und liegt hoch über dem Sarnersee (Streit *et al.* 2011). Er ist geprägt von einem nass-kühlen Klima, und Tannen wie auch Fichten können hier mächtige Dimensionen erreichen. Das Reservat wurde 1972 gegründet und befindet sich im Besitz der Bürgergemeinde Giswil. Vor dem ersten Weltkrieg wurde das Reservat intensiv genutzt, wovon heute noch deutlich sichtbare Reist-Kanäle zeugen, auf welchen man das Holz im steilen, unzugänglichen Gelände aus dem Wald transportierte. Im Februar 1990 war der Leihubelwald durch den Sturm Vivian betroffen; dieser warf vor allem Fichten, worauf eine Borkenkäferkalamität folgte.

Heute ist der Leihubelwald ein dichter, dunkler Wald, der sich in der Optimalphase befindet. Die wichtigsten Baumarten sind die Weisstanne, die Fichte und die Buche; vereinzelt kommen auch Bergahorn, Vogelbeere und andere Laubgehölze vor. Über die Zeit war eine Baumartenverschiebung von Fichte zu Tanne und Buche zu beobachten (Schmutz 2013). Die Waldentwicklung wurde auf insgesamt acht Kernflächen mit je fünf Inventuren seit 1973 beobachtet. Die Grundfläche nahm kontinuierlich zu, während die Stammzahl stetig zurückging (Abb. 7). Auch in der Oberschicht wurden die Bäume immer mächtiger und starben nur vereinzelt ab. So fanden sich auf den Kernflächen im Leihubelwald durchschnittlich 30 Giganten (Bäume mit einem BHD > 80 cm) pro Hektare, was im Vergleich zum Durchschnitt im Wirtschaftswald mit 2 Giganten pro Hektare eine sehr hohe Anzahl ist.

Diese Entwicklung und die Dominanz von mächtigen Bäumen wird auch auf der Visualisierung der Waldstruktur mittels Vegetationshöhenmodellen sichtbar. Ein Vergleich der zwei Modelle von 1980 und 2022 zeigt, dass

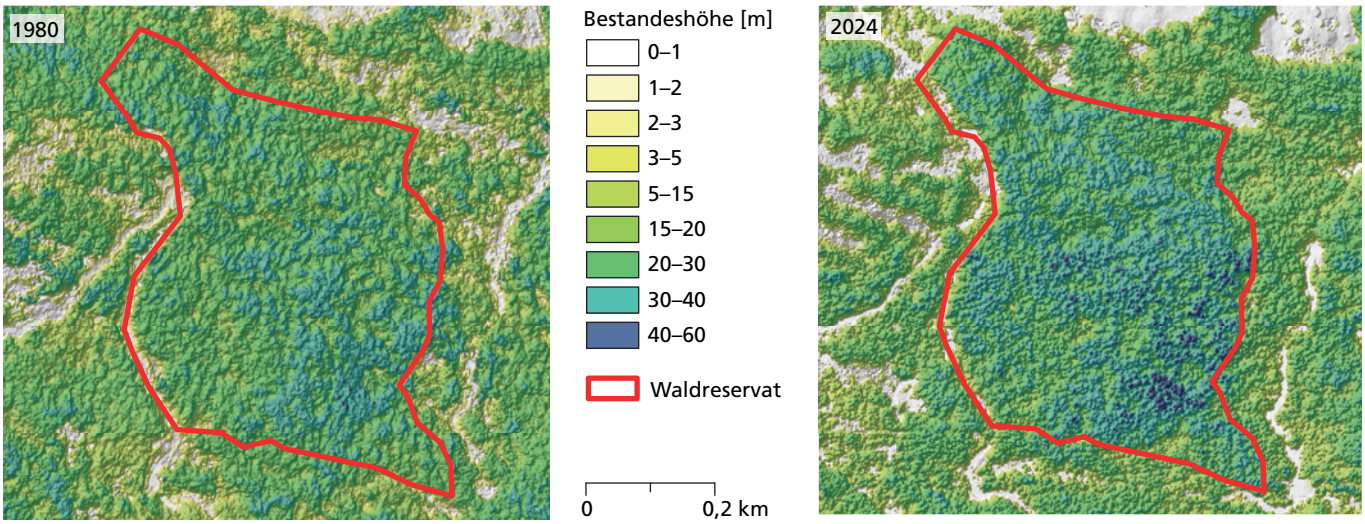


Abb. 8. Visualisierung der Entwicklung der Baumhöhen und der Waldtextur im Leihubelwald mittels zweier Zeitschnitte von Vegetationshöhenmodellen.

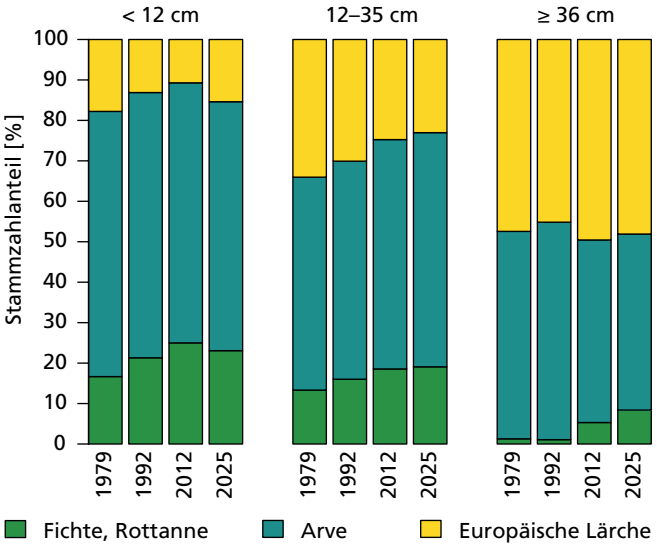


Abb. 9. Kernfläche 124 als Beispiel eines Lärchen-Arvenwaldes, der sich im Optimum seiner Entwicklung befindet.

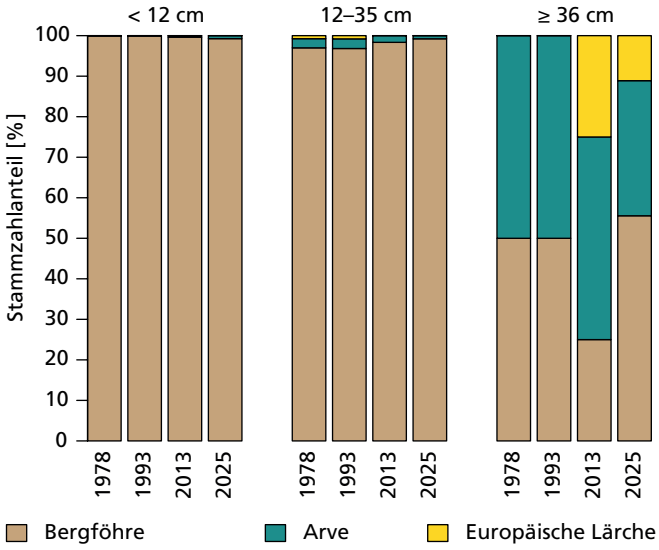


Abb. 10. Kernfläche 110 als Beispiel für die Entwicklung eines relativ jungen Bergföhrenwaldes.

die Höhe der grössten Bäume kontinuierlich zugenommen hat (Abb. 8). Charakteristisch ist die Ballung von besonders hohen Bäumen (dunkelblau) auf dem Modell von 2022 im Vergleich zum umliegenden Bestand.

3.4 Langsame Walddynamik im Nationalpark

Die Wälder des Nationalparks werden von Nadelwaldgesellschaften dominiert. Die wichtigen Nadelbäume der Schweiz wie Arve, Lärche, Wald-, Berg- und Legföhre sowie die Fichte kommen dort vor. Laubbäume treten nur vereinzelt auf. Seit der Gründung des Parkes im Jahre 1914 sind die Wälder sich selbst überlassen. Zuvor wurden sie grossflächig und intensiv genutzt. Ein grosser Teil der heutigen Wälder ist nach Kahlschlag entstanden. Diese Wälder entwickeln sich nun langsam zu Naturwäldern, denn dieser Prozess braucht aufgrund der subalpinen Höhenlage und der kurzen Vegetationsperiode viel Zeit. So ist das Landschaftsbild heute geprägt von ausgedehnten Wäldern, einzelnen umgefallenen toten Bäumen und wenig stehendem Totholz (Hobi *et al.* 2025b).

Im Nationalpark befinden sich 13 Kernflächen, die im Zeitraum von 1977 bis 2025 in vier Inventuren beobachtet wurden. Ein Grossteil davon befindet sich in der Optimalphase. In diesen Flächen nimmt die Grundfläche stetig zu, während die Stammzahl abnimmt. Dabei handelt es sich bei einem grossen Teil der untersuchten Kernflächen um Lärchen-Arvenwälder, also Mischwälder mit Arve, Lärche und Fichte (Abb. 9). Im gezeigten Beispiel ist zu sehen, dass sich die Anteile der Baumarten über die Inventuren nicht stark verändert haben. Der Stammzahlanteil der Lärche nahm mit dem BHD zu und derjenige der Fichte ab. Eine kleine Anzahl an Flächen befinden sich in der Verjüngungsphase, sowohl die

Grundfläche als auch die Stammzahl nehmen zu. Diese anteilsmässig kleinen Kernflächen im Nationalpark sind mehrheitlich durch die Bergföhre geprägt, die über alle Baumdimensionen dominant ist, wobei in der Oberschicht einzelne Arven und Lärchen auftreten (Abb. 10).

4 Schlussfolgerung und Ausblick

Mit den vier gezeigten Beispielen wurde die Vielfältigkeit der Entwicklung in den Naturwaldreservaten aufgezeigt. Der Adenberg und der Leihubelwald sind aufgrund ihrer Bewirtschaftungsgeschichte und ihrer wüchsigen Standorte typische Vertreter von Wäldern in der Optimalphase. Der Auwald in der Seldenhalde zeigt aufgrund seines Standorts und des Einflusses der Wutach die ganze Vielfalt der Dynamik in der Waldentwicklung, wie sie in Waldreservaten zu beobachten ist. Und das Beispiel des Nationalparks schliesslich verdeutlicht, wie die Prozesse in dieser subalpinen Höhenlage und der dadurch sehr kurzen Vegetationsperiode im Vergleich zum Mitteland langsamer ablaufen.

Da die allermeisten Reservate im Netzwerk aus ehemals bewirtschafteten Wäldern hervorgegangen sind, befinden sich diese noch in der Entwicklung zum Naturwald. Deshalb sehen wir auf den untersuchten Kernflächen vor allem eine Zunahme der Grundfläche und eine Abnahme der Stammzahl. Diese Flächen befinden sich somit, sofern sie nicht von natürlichen Störungen betroffen sind, in der Optimalphase. Mit zunehmendem Alter der Wälder wird sich das aber ändern und die Zerfallsphase wird häufiger werden. Auf den relativ kleinen Kernflächen wird dadurch die eingangs erläuterte zyklische Entwicklung zu beobachten sein. Denn die Prozesse der Walddynamik sind skalenabhängig, und nur in grösseren Reservaten erwarten wir, dass sich in Abwesenheit von grossflächigen Störungen innerhalb der nachsten Jahrzehnte ein Gleichgewicht einstellen könnte. Allerdings werden die erheblichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Wälder der Schweiz auch die Naturwaldreservate verändern. Obwohl diese mit ihrer vielfältigen Waldstruktur und der hohen Gehölzartenvielfalt als relativ resistent gelten, erwarten wir aufgrund der chronischen Klimaveränderung langsam ablaufende Veränderungen, beispielsweise beim Einwuchs, bei Extremereignissen aber auch rasche Veränderungen wie eine erhöhte Mortalität einiger Gehölzarten. Die Dissertation von Samuel Zweifel an der ETH Zürich untersucht die zukünftige Entwicklung von 129 Waldreservatsflächen in der Schweiz. Seine Ergebnisse zeigen, dass starke Veränderungen erst 50 bis 80 Jahre nach Beginn der Klimaveränderung sichtbar werden (Bugmann 2026). Besonders betroffen sind dabei Wälder, welche bereits heute Trockenheit ausgesetzt sind. In den nächsten Jahrzehnten sind deshalb grosse Veränderungen der Walddynamik zu erwarten, die durch den Einfluss von in Zukunft häufigeren Störungen wie Windwürfe oder langanhaltende Hitzesommer mit Dürreperioden stark beschleunigt werden.

5 Literatur

Bugmann H. (2026) Klimasensitive Bestände – eine Einordnung. Schweiz. Z. Forstwes. 177, 4: 194–197.

Brang P., Commarmot B., Rohrer L., Bugmann H. (2008) Monitoringkonzept für Naturwaldreservate in der Schweiz. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL; Zürich: ETH Zürich, 58 S. Erhältlich im Internet unter *dora.lib4ri.ch/wsl/dload/wsl:10356/PDF*

Brang P., Heiri C., Bugmann H. (Ed.) (2011) Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Bern: Haupt. 272 S.

Commarmot B., Brang P. (2011) Was sind Naturwälder, was Urwälder? In: Brang P., Heiri C., Bugmann H. (Eds.) Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Bern: Haupt. 12–25.

Haeler E., Bergamini A., Blaser S., Ginzler C., Hindenlang K., Keller C., ... (2021) Saproxylic species are linked to the amount and isolation of dead wood across spatial scales in a beech forest. Lands. Ecol. 36: 89–104. *doi.org/10.1007/s10980-020-01115-4*

Heiri C., Hallenbarter D. (2011) Der Urwald von Scatlè. In: Brang P., Heiri C., Bugmann H. (Eds.) Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Bern: Haupt. 208–219.

Hobi M., Bugmann H., Gossner M., Lachat T., Lauper B. (2025a). Waldreservate. In: Strauss A., Fischer C. (Eds.) Waldbericht 2025. Entwicklung, Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU; Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL. 91–92.

Hobi M.L., Feuerstein G.C., Glatthorn J., Bürgi M. (2025b) Grosse Dynamik in Waldbeständen, wenig Veränderung auf Landschaftsebene. Cratschla 2: 8–11.

Huber A. (2000) Das Auenwaldreservat an der Schleitheimer Seldenhalde: ein Rückblick auf die Bemühungen zur Schaffung eines grenzüberschreitenden Naturschutzgebietes. Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen 52: 31–36.

Korpel S. (1995) Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart: G. Fischer-Verlag.

Kupper P. (2012) Wildnis schaffen. Eine transnationale Geschichte des Schweizerischen Nationalparks. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt. 371 S.

Kükenbrink D., Marty M., Rehush N., Abegg M., Ginzler C. (2025) Evaluating the potential of handheld mobile laser scanning for an operational inclusion in a national forest inventory – A Swiss case study. Remote Sens. Environ. 321, 114685: 15. *doi.org/10.1016/j.rse.2025.114685*

Leibundgut H. (1959) Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. Schweiz. Z. Forstwes. 110: 111–124.

Mayer H., Schenker S., Zukrigl K. (1972) Der Urwaldrest Neuwald beim Lahnsattel. Centr. Bl. f. d. ges. Forstwes. 89: 147–190.

Roth N., Kormann U., Angeleri R., Blaser S., Gossner M., Gross A., ... (2025) Standortsauswahl und Feldmethoden des Artenmonitorings in Naturwaldreservaten der Schweiz – Xylobionte Käfer, totholzlebende Pilze und Waldstrukturen. Berichtsversion 3.0.

Rigling D., Hilfiker S., Schöbel C., Meier F., Engesser R., Scheidegger C., … (2016) Das Eschentriebsterben. Biologie, Krankheitssymptome und Handlungsempfehlungen. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL. Merkbl. Prax. 57. 8 S.

Rüetschi M., Marty M., Waser L.T., Ginzler C. (2026) Das Trio der Vegetationshöhenmodelle des LFI – Evaluation und Empfehlungen für forstliche Anwendungen. Schweiz. Z. Forstwes. 177, 2: 123–126. *doi.org/10.3188/szf.2025.0123*

Sabatini F.M., Burrascano S., Keeton W.S., Levers C., Lindner M., Pötzschner F., ... (2018) Where are Europe's last primary forests? Divers Distrib. 24: 1426–1439. *doi.org/10.1111/ddi.12778*

Schmutz S. (2013) Analyse der Baumartenverschiebung von Fichte zu Tanne und Buche im Naturwaldreservat Leihubelwald. Zürich, ETH Zürich. Departement Umweltsystemwissenschaften. Masterarbeit, 84 S.

Stillhard J., Projer G., Hobi M., Bugmann H. Brang P. (2021) Aufnahmemethode für Kernflachen in Schweizer Naturwaldreservaten. Version 4.0.1. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL.

Stillhard J., Murzynowska I., Projer G., Tellenbach C., Hobi M., Bugmann H. Brang P. (2023a) Stichprobeninventur in Schweizer Naturwaldreservaten. Anleitung zu den Feldaufnahmen Version 4.2.0. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL.

Stillhard J., Bugmann H., Hobi M. (2023b) Entwicklung buchendominierter Naturwaldreservate im Zürcher Unterland. Zür. Wald 55, 5: 26–31.

Streit K., Heiri C. (2011) Die Tanne auf dem Vormarsch im Leihubelwald. In: Brang P., Heiri C., Bugmann H. (Eds.) Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Bern: Haupt. 174–185.

Danksagung

Wir danken allen, die beim Monitoring der Naturwaldreservate in der Schweiz mitgewirkt haben. Das Monitoring wird in einer Zusammenarbeit zwischen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL und der ETH Zürich durchgeführt und vom BAFU, der WSL und der ETH finanziert.

Abstract

Forest development in the natural forest reserves over the last 50 years

In a network of 50 selected natural forest reserves in Switzerland, forest development is monitored in the absence of human interventions. Detailed forest inventories are carried out in these reserves at intervals of 5 to 10 years. In combination with large-scale remote sensing products, this allows for the observation of tree growth, mortality, and regeneration, as well as the formation and decomposition of deadwood over a period of more than 50 years. Using four reserves as examples, we here highlight the diverse patterns of forest development following the cessation of management. Many of these reserves are still on their way towards becoming natural forests, but their species composition and forest structure are gradually approaching those of natural forests.

Keywords: forest reserves, forest structure, tree species diversity, forest inventory, deadwood, natural forest

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Diversité des champignons dans les forêts alluviales protégées : comparaison entre tronçons restaurés et non restaurés

Les zones protégées, y compris les zones alluviales d'importance nationale, nécessitent souvent des mesures de restauration pour corriger les effets de décennies d'activités humaines dommageables. Cependant, les effets de la restauration sur les forêts alluviales, en particulier sur les communautés de champignons, restent encore mal connus malgré le rôle écologique essentiel de ces organismes. Nous avons comparé des tronçons restaurés et non restaurés dans quatre forêts alluviales protégées le long de l'Emme et de la Thur, en combinant la récolte de fructifications et le métabarcoding ADN d'échantillons de sol. La richesse en champignons et les proportions des principaux groupes fonctionnels étaient similaires, mais la composition des communautés différait et était liée à la teneur en argile du sol, au rapport C:N et à la distance à la rivière. Ces résultats montrent l'intérêt d'intégrer le suivi des champignons et les analyses de sol à l'évaluation des mesures de restauration.

Sinziana F. Rivera et Sabine Fink

Institut fédéral de recherche WSL, Birmensdorf

1 Introduction

1.1 Conservation et restauration des zones alluviales suisses

Les zones protégées jouent un rôle fondamental dans la conservation de la biodiversité en Suisse. Toutefois, leur protection ne suffit pas toujours à rétablir les fonctions écologiques altérées par des décennies d'activités humaines. Des mesures de restauration sont donc souvent nécessaires pour améliorer le fonctionnement des écosystèmes, rétablir leurs dynamiques naturelles et renforcer durablement leur valeur écologique. Cette complémentarité entre protection et restauration s'inscrit également dans le cadre de la Décennie des Nations unies pour la restauration des écosystèmes, qui vise à prévenir, stopper et inverser la dégradation des écosystèmes à l'échelle mondiale (FAO *et al.* 2021).

Les zones alluviales illustrent particulièrement bien ce lien entre protection et restauration. Ces écosystèmes sont naturellement façonnés par les crues, l'érosion, le transport et le dépôt de sédiments, les déplacements du lit du cours d'eau et les fluctuations de la nappe phréatique. Ces processus créent une mosaïque d'habitats aquatiques et terrestres qui favorise une forte diversité biologique (Ward *et al.* 1999 ; Tockner et Stanford 2002). Cependant, la régulation des cours d'eau, leur canalisation et les ouvrages de protection contre les crues ont fortement réduit cette dynamique naturelle. En Suisse, environ 90 % des zones alluviales naturelles ont disparu depuis 1850, principalement en raison des modifications anthropiques des cours d'eau et de l'intensification de l'utilisation des terres qui a suivi (Müller-Wenk 2004).

Afin de protéger les zones alluviales restantes et d'améliorer leur état écologique, la Suisse a adopté en 1992 l'« Ordonnance sur la protection des zones alluviales d'importance nationale ». Celle-ci vise à préserver la flore et la faune caractéristiques ainsi que les particularités géomorphologiques de ces milieux, mais aussi, lorsque cela est judicieux et réalisable, à rétablir la dynamique naturelle de l'eau et des sédiments (Conseil fédéral suisse 1992). Bien que les zones alluviales d'importance nationale couvrent moins de 0,7 % du territoire suisse, elles abritent environ 80 % de toutes les espèces animales connues dans le pays (OFEV 2023). Malgré cette importance, les dernières évaluations nationales soulignent l'état écologique insatisfaisant de nombreuses zones alluviales de cours d'eau d'importance nationale (OFEV 2020). On y observe notamment une diminution de la dynamique alluviale, des conditions plus sèches, un recul des espèces spécialisées et une régression des forêts alluviales à bois dur (Bergamini *et al.* 2025). Ces tendances montrent la nécessité de poursuivre et de renforcer les efforts de conservation et de restauration.

L'élargissement du lit des cours d'eau est une mesure de restauration courante en Suisse. Il consiste à redonner de l'espace à la rivière afin que les crues, l'érosion et le dépôt de sédiments puissent se produire plus librement (Rohde *et al.* 2005). Cette intervention peut accroître la diversité des habitats et rétablir les connexions entre le cours d'eau et sa zone alluviale. Ses effets ont déjà été étudiés chez plusieurs groupes d'organismes, notamment les poissons (Weber *et al.* 2009) et les macroinvertébrés aquatiques (Martin *et al.* 2018).

L'impact de ces élargissements sur la végétation riveraine a également fait l'objet de plusieurs études (Rohde *et al.* 2004, 2005). En revanche, leurs conséquences

sur d'autres habitats terrestres, notamment les forêts alluviales, restent moins bien connues. Ces forêts représentent pourtant une composante majeure des zones alluviales suisses : les forêts à bois tendre et à bois dur couvrent ensemble près de la moitié des habitats considérés comme typiquement alluviaux (Bergamini *et al.* 2025). Leur répartition dépend fortement de la fréquence des crues et de l'intensité des perturbations. Les zones régulièrement inondées sont généralement occupées par des forêts à bois tendre dominées par des essences pionnières, telles que les saules (*Salix* spp.), les aulnes (*Alnus* spp.) et les peupliers (*Populus* spp.). Dans les zones plus stables et moins fréquemment inondées, des forêts alluviales à bois dur peuvent se développer, caractérisées par le frêne commun *(Fraxinus excelsior)* et le chêne pédonculé (*Quercus robur;* Delarze *et al.* 2015). Ces deux types de forêts contribuent à la diversité des paysages alluviaux et sont étroitement liés au fonctionnement naturel des rivières.

Bien qu'il s'agisse d'écosystèmes terrestres, les forêts alluviales restent étroitement liées aux processus hydrologiques qui façonnent les zones alluviales. Les crues périodiques, les fluctuations de la nappe phréatique et les dépôts de sédiments influencent les propriétés du sol, la répartition de la végétation et la disponibilité des ressources, générant ainsi une mosaïque de conditions environnementales à travers la zone alluviale (Ward *et al.* 1999 ; Tockner et Stanford 2002). Cette complexité environnementale offre des niches écologiques variées à de nombreux organismes, notamment aux champignons.

Les champignons des forêts alluviales participent à plusieurs processus essentiels au fonctionnement des écosystèmes. Les espèces saprotrophes décomposent le bois mort, la litière et d'autres matières organiques et contribuent ainsi au recyclage des nutriments (Boddy 2001). Les champignons mycorhiziens forment des associations avec les racines des plantes, notamment des arbres, et favorisent l'absorption des nutriments par le système racinaire (Smith et Read 2010 ; Van der Heijden *et al.* 2015). D'autres espèces sont pathogènes et peuvent influencer la santé des plantes ainsi que la dynamique de la végétation (Fisher *et al.* 2012 ; Gilbert 2002). En Suisse, par exemple, le dépérissement du frêne causé par *Hymenoscyphus fraxineus* affecte fortement le frêne commun (*Fraxinus excelsior*; Klesse *et al.* 2021), une espèce caractéristique des forêts alluviales à bois dur. Cet exemple montre comment les champignons pathogènes peuvent modifier la structure et l'évolution de certains habitats alluviaux.

Les communautés de champignons sont également sensibles aux conditions environnementales locales. La température et l'humidité influencent leur croissance et leur activité (Andrew *et al.* 2018 ; Boddy *et al.* 2014), tandis que les propriétés du sol, la végétation et la disponibilité de substrats organiques déterminent en partie quels groupes peuvent s'établir. Dans les zones alluviales, les régimes de crues, le dépôt de sédiments et la topographie locale ajoutent une source de variation environnementale supplémentaire (Tockner *et al.* 2000). Les communautés de champignons reflètent ainsi l'hétérogénéité spatiale et temporelle caractéristiques de ces écosystèmes.

1.2 Diversité des champignons et lacunes de connaissances dans les zones alluviales suisses

Malgré leur importance écologique, les champignons ont reçu beaucoup moins d'attention que les plantes ou les animaux dans la recherche et la conservation des zones alluviales. L'une des rares études menées en Suisse a pourtant montré que ces milieux constituent des habitats importants pour de nombreuses espèces de champignons. À partir des données de SwissFungi, Fink *et al.* (2021) ont identifié 146 espèces de macrochampignons présentant une nette affinité pour les habitats riverains. Ces résultats soulignent le rôle des zones alluviales dans la conservation des champignons.

Malgré la longue histoire de la restauration des cours d'eau en Suisse et le rôle important des champignons dans les forêts alluviales, les connaissances sur les différences entre les communautés de champignons des tronçons restaurés et non restaurés restent limitées. On ignore notamment si ces tronçons diffèrent en termes de richesse en champignons, de composition fonctionnelle ou de composition globale des communautés.

Les méthodes génétiques, basées sur l'analyse de l'ADN, offrent de nouvelles possibilités pour étudier les communautés de champignons. En effet, les inventaires fondés sur des fructifications visibles ne permettent de détecter que les champignons produisant des structures reproductrices au moment des visites de terrain. En revanche, l'ADN environnemental extrait d'échantillons de sol peut révéler d'autres taxons présents sur le site mais ne produisant pas de fructifications à cette période (Halme et Kotiaho 2012 ; Frøslev *et al.* 2019). La combinaison des deux approches fournit donc une vision plus complète de la diversité des champignons que chacune de ces méthodes prise isolément.

Les communautés de champignons étant fortement influencées par les conditions environnementales locales et la végétation (Geml 2019), leur comparaison entre tronçons restaurés et non restaurés peut aider à identifier des différences écologiques associées aux mesures de restauration. Ces informations peuvent améliorer notre compréhension des communautés de champignons dans les habitats alluviaux restaurés et contribuer à orienter les futures mesures de conservation et de gestion.

C'est pourquoi nous avons étudié les communautés de champignons dans des tronçons restaurés et non restaurés de quatre forêts alluviales protégées situées le long de l'Emme et de la Thur. En combinant des récoltes de fructifications avec des analyses d'ADN environnemental extrait des échantillons de sol, nous avons étudié les communautés de champignons et évalué leurs relations avec le statut de restauration et les conditions environnementales locales.

Nous avons cherché à répondre aux trois questions suivantes :

1. Quelle est la diversité des communautés de champignons et de leurs groupes fonctionnels dans ces forêts alluviales protégées ?
2. Les tronçons restaurés et non restaurés diffèrent-ils en termes de richesse en champignons, de groupes fonctionnels ou de composition des communautés ?
3. Quelles conditions environnementales sont associées aux différences observées ?

2 Protocole d'étude

Les communautés de champignons ont été étudiées dans quatre forêts alluviales protégées situées le long de l'Emme et de la Thur (fig. 1A), avec deux sites sélectionnés par rivière. Sur chaque site, un tronçon restauré a été comparé à un tronçon voisin non restauré (fig. 1B). Les projets de restauration étaient d'âges différents, allant d'interventions récentes réalisées entre 2019 et 2022 à des sites restaurés il y a plus de 20 ans. Tous les projets de restauration comprenaient un élargissement du lit du cours d'eau. Le long de l'Emme, les digues latérales ont été supprimées afin de permettre à la rivière de s'élargir naturellement. Le long de la Thur, le lit de la rivière a été élargi par excavation. Ces mesures visaient à redonner davantage d'espace aux cours d'eau afin que les crues, l'érosion et le dépôt de sédiments puissent se produire plus librement dans les zones alluviales adjacentes. En modifiant les conditions hydrologiques et géomorphologiques, l'élargissement du cours d'eau peut également influencer les communautés de champignons en modifiant les propriétés du sol, notamment son humidité, sa teneur en nutriments et sa texture, ainsi que la végétation et la disponibilité des ressources.

Sur chaque tronçon, l'échantillonnage a eu lieu sur trois transects de 60 m perpendiculaires à la berge allant de la lisière vers l'intérieur de la forêt. Des points d'échantillonnage ont été établis à 5, 15, 30, 45 et 60 m le long de chaque transect. A chaque point, les fructifications et des échantillons de sol ont été prélevés (fig. 1C, D).

Les fructifications ont été identifiées par barcoding ADN, une méthode qui permet d'identifier individuellement les spécimens (Hebert *et al.* 2003). En complément, le métabarcoding ADN a été utilisé pour caractériser les communautés de champignons présentes dans les échantillons de sol. Cette approche permet notamment de détecter simultanément un grand nombre de champignons à partir d'un seul échantillon (Taberlet *et al.* 2012). Les deux approches reposaient sur la région ITS, un marqueur ADN largement utilisé pour l'identification des champignons (Schoch *et al.* 2012).

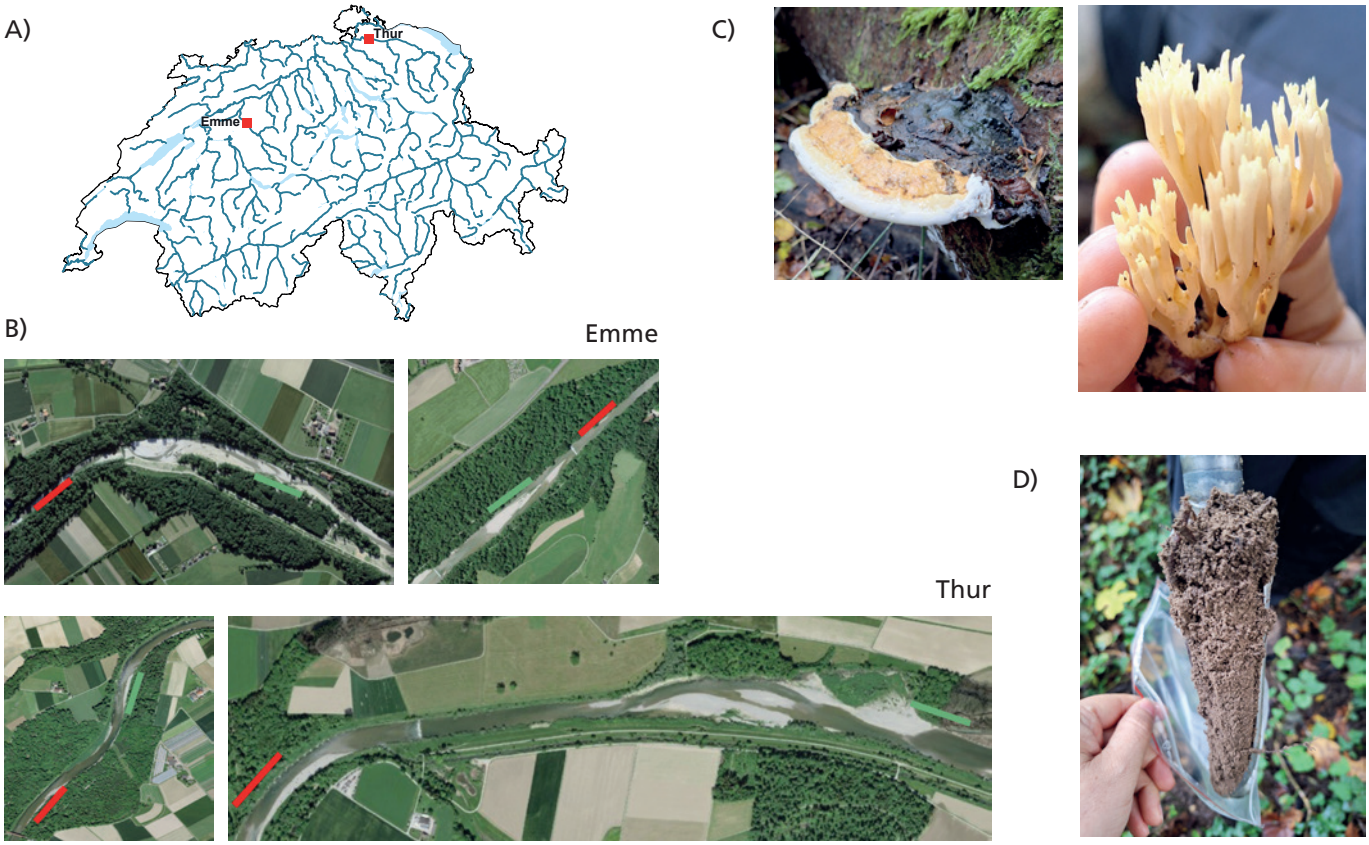


Fig. 1. Zones d'étude et plan d'échantillonnage. A) Localisation des zones d'étude le long des rivières Emme et Thur en Suisse. B) Vues aériennes des quatre sites de forêts alluviales protégées le long des rivières Emme et Thur, où des tronçons restaurés (en vert) et non restaurés (en rouge) ont été comparés. C) Fructifications de champignons collectées lors des relevés de terrain. D) Carotte de sol prélevée à l'aide d'une tarière pour les analyses génétiques et l'évaluation des propriétés du sol (Photos : B : Office fédéral de topographie swisstopo ; C et D : Sinziana Rivera).

A chaque point d'échantillonnage, nous avons mesuré en plus les conditions environnementales. Les mesures comprenaient des variables microclimatiques telles que la température et l'humidité relative, ainsi que plusieurs propriétés du sol, notamment le pH, la quantité de matière organique, la teneur en eau, les niveaux de nutriments, le rapport carbone/azote (C:N) et la teneur en argile. Des caractéristiques topographiques locales ont également été relevées, notamment le profil topographique entre la ligne d'eau et la forêt alluviale.

Les champignons identifiés au niveau de l'espèce, qu'ils proviennent de fructifications ou d'échantillons de sol, ont été classés en groupes fonctionnels à partir de la base de données SwissFungi (Gross *et al.* 2024). Pour les données issues du métabarcoding ADN des échantillons de sol, nous avons comparé la richesse en champignons entre les tronçons restaurés et non restaurés. Dans cette étude, cette richesse correspond au nombre de séquences d'ADN distinctes détectées par métabarcoding. Les différences de composition des communautés ont ensuite été testées entre les sites ainsi qu'entre les tronçons restaurés et non restaurés à l'aide d'une analyse de variance multivariée par permutations (PERMANOVA), basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis. Ces différences ont été visualisées à l'aide d'une ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS). Enfin, les relations entre les communautés de champignons détectées dans les échantillons de sol et les variables environnementales ont été explorées à l'aide d'une analyse de redondance basée sur la distance (dbRDA). Avant cette analyse, les variables environnementales ont été vérifiées afin d'identifier d'éventuels problèmes de colinéarité, et seules les variables non redondantes ont été retenues.

3 Diversité des champignons et groupes fonctionnels dans les forêts alluviales protégées

La récolte de fructifications sur l'ensemble des sites étudiés le long de l'Emme et de la Thur a permis d'identifier 127 champignons appartenant à 72 genres. Le métabarcoding ADN des échantillons de sol a révélé une diversité beaucoup plus élevée, avec 921 champignons appartenant à 535 genres. Cette approche a permis de détecter des champignons dans les échantillons de sol, même s'ils ne produisaient pas de fructifications visibles lors des passages sur le terrain.

Que ce soit à partir les récoltes de fructifications identifiées par barcoding ADN ou dans les données issues du métabarcoding ADN du sol, les champignons saprotrophes constituent le groupe dominant, ce qui reflète l'abondance du bois mort et d'autres substrats organiques dans les forêts alluviales. Des champignons ectomycorhiziens et des champignons phytopathogènes ont également été détectés, témoignant de la diversité des fonctions assurées par les champignons dans ces écosystèmes. Les champignons ectomycorhiziens représentent une proportion légèrement plus élevée dans les échantillons de sol (environ 13 %) que parmi les fructifications récoltées (8 %) (fig. 2). Cette différence peut notamment s'expliquer par le fait que de nombreux champignons ectomycorhiziens se développent sous terre sous forme de mycéliums associés aux racines et ne produisent pas nécessairement de fructifications visibles lors de passages sur le terrain. Ils peuvent néanmoins être détectés par métabarcoding ADN. Ensemble, la collecte de fructifications et l'analyse de l'ADN du sol fournissent une image plus complète de la diversité des champignons dans les forêts alluviales.

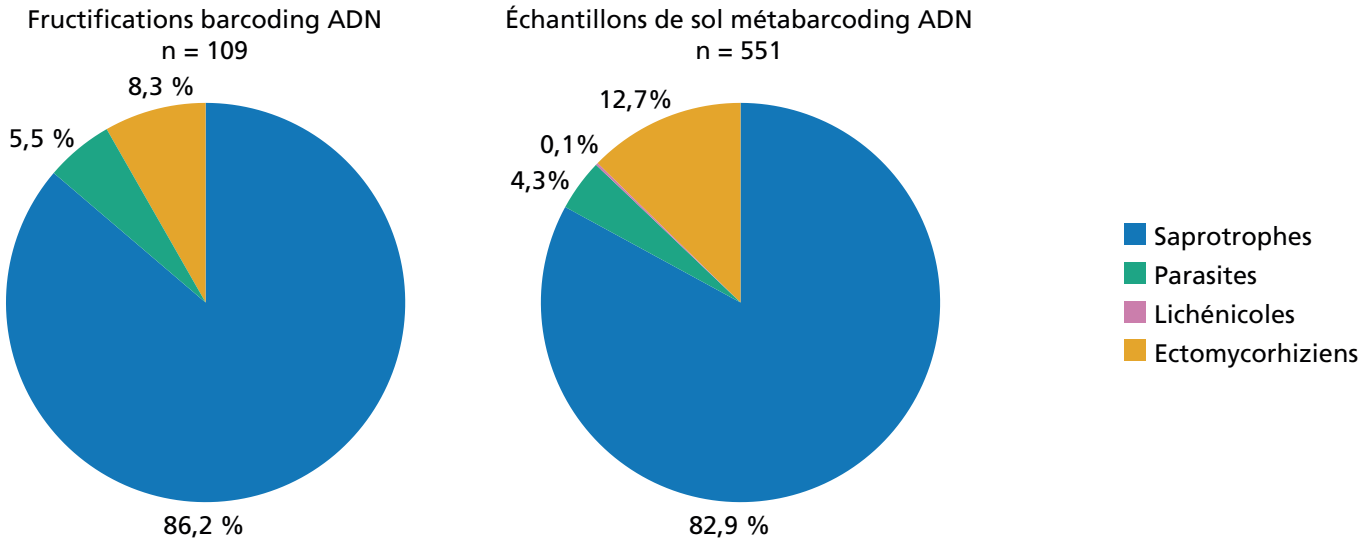


Fig. 2. Groupes fonctionnels de champignons recensés à partir de fructifications et des échantillons de sol. Les pourcentages montrent la proportion de chaque groupe fonctionnel parmi les champignons identifiés au niveau de l'espèce. Les champignons déterminés uniquement au niveau du genre ont été exclus, car leur fonction écologique ne pouvait pas être attribuée de manière fiable.



Clavulicium macounii (EN)
Saprotrophe ©Stefan Blaser



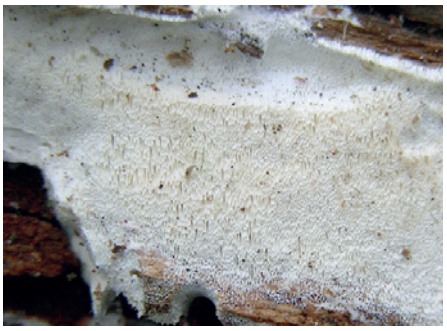
Dermoloma pseudocuneifolium (EN)
Saprotrophe ©Jörg Gilgen



Lyophyllum ochraceum (EN)
Saprotrophe ©Jörg Gilgen



Peniophora proxima (EN)
Saprotrophe ©Beatrice Senn-Irlet



Sidera vulgaris (EN)
Saprotrophe ©Jörg Gilgen



Steccherinum bourdotii (EN)
Saprotrophe ©Markus Wilhelm



Mycena latifolia (CR)
Saprotrophe ©Jörg Gilgen

Fig. 3. Sept espèces de champignons prioritaires au niveau national détectées par métabarcoding ADN des échantillons de sol prélevés dans les forêts alluviales de l'étude. Pour chaque espèce sont indiqués son statut de menace (EN, en danger, CR, en danger critique d'extinction) ainsi que son groupe fonctionnel. Les photos proviennent de l'atlas de répartition SwissFungi (*www.swissfungi.wsl.ch*)

Le métabarcoding ADN des échantillons de sol a également permis de mettre en évidence plusieurs espèces présentant un intérêt particulier pour la conservation. Sept espèces détectées figurent parmi les espèces prioritaires au niveau national (OFEV 2025) : *Clavulicium macounii, Dermoloma pseudocuneifolium, Lyophyllum ochraceum, Peniophora proxima, Sidera vulgaris, Steccherinum bourdotii* et *Mycena latifolia* (fig. 3). Ces résultats soulignent la valeur des forêts alluviales suisses pour la conservation des champignons et montrent que des méthodes fondées sur l'ADN environnemental permettent de détecter des espèces prioritaires qui passeraient autrement inaperçues.

4 Les tronçons restaurés et non restaurés diffèrent-ils par leur richesse, leurs groupes fonctionnels ou la composition des communautés de champignons ?

La richesse en champignons détectés par métabarcoding ADN dans les échantillons de sol était similaire entre les tronçons restaurés et non restaurés (fig. 4). Bien que le site Thur S2 présente une richesse plus élevée que les autres sites, aucune tendance générale n'indique une richesse plus élevée dans les tronçons restaurés à l'échelle des quatre sites étudiés. Les proportions des principaux

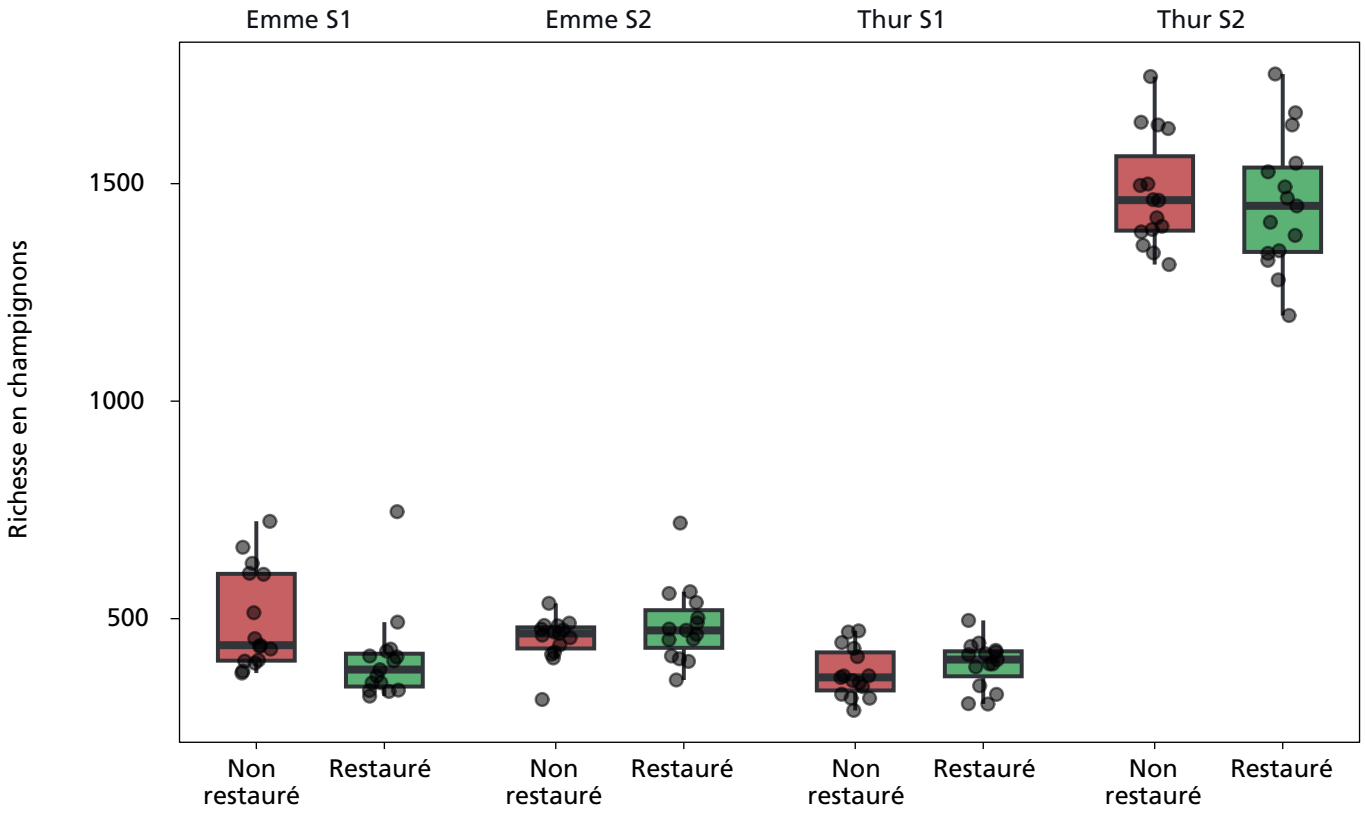


Fig. 4. Richesse en champignons dans les échantillons de sol des tronçons restaurés (en vert) et non restaurés (en rouge) sur les quatre sites étudiés. La richesse est similaire entre les deux types de tronçons.

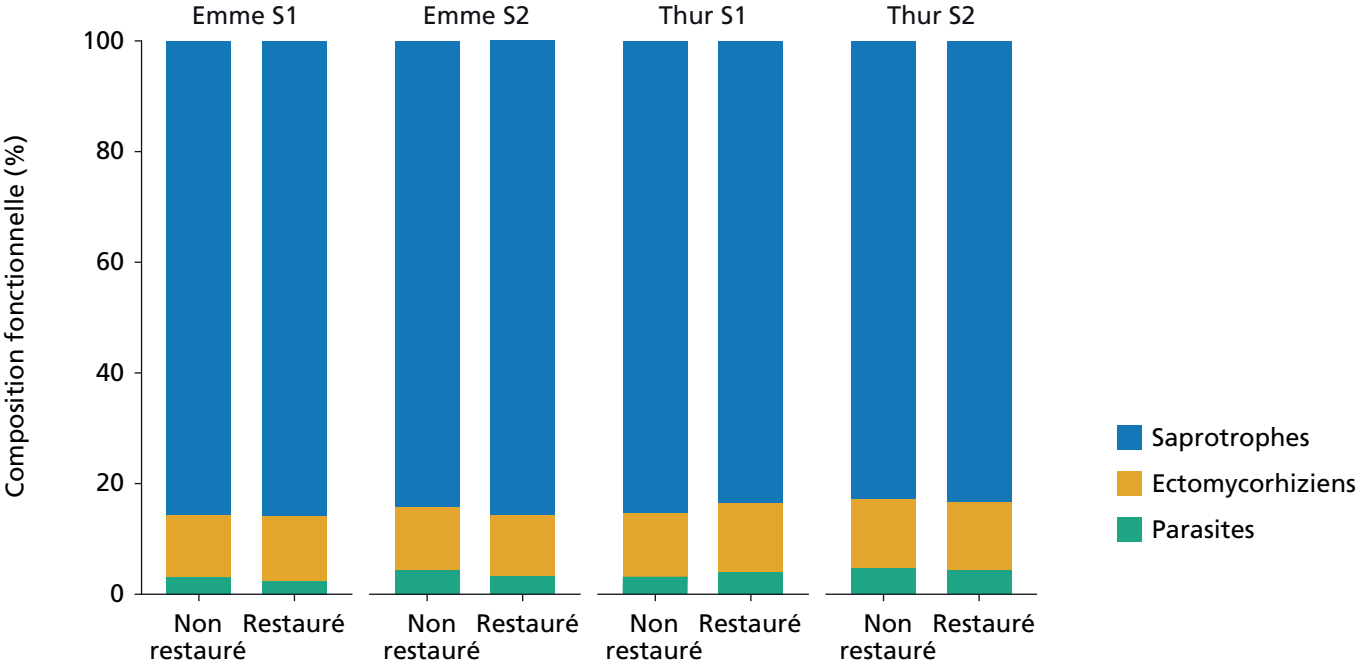


Fig. 5. Proportions relatives des groupes fonctionnels de champignons détectés dans les échantillons de sol des tronçons restaurés et non restaurés. Les pourcentages ont été calculés uniquement à partir des champignons identifiés au niveau de l'espèce et attribués à un groupe fonctionnel. Les champignons lichénicoles ne sont pas représentés, car ils constituent moins de 0,5 % des observations et ne sont pas visibles ici. Les champignons saprotrophes sont largement majoritaires, tandis que les champignons ectomycorhiziens et parasites représentent ensemble moins de 20 % des observations.

groupes fonctionnels de champignons sont également très similaires entre les tronçons restaurés et non restaurés (fig. 5).

En revanche, les communautés de champignons présentent des différences de composition marquées. L'ordination NMDS indique que le principal facteur structurant les communautés est le site d'étude (fig. 6). Le site Thur S2, caractérisé par une richesse en champignons particulièrement élevée, se distingue nettement des autres sites par sa composition, tandis que les communautés des autres sites se chevauchent et se confondent. Sur l'ensemble des sites d'étude, on ne distingue pas de séparation claire entre tronçons restaurés et non restaurés.

L'analyse PERMANOVA montre néanmoins que la composition des communautés de champignons diffère significativement entre les sites ainsi qu'entre les tronçons restaurés et non restaurés. Le site explique la plus grande part de la variation observée (R^2 = 0,429, p = 0,05), tandis que l'état de restauration n'en explique qu'une faible proportion (R^2 = 0,022, p= < 0,05).

Comme les différences de composition entre les sites étaient marquées et pouvaient masquer certaines tendances locales, nous avons également analysé chaque site séparément. L'analyse PERMANOVA a mis en évidence des différences entre les tronçons restaurés et non restaurés dans les quatre sites étudiés, avec une ampleur variable selon le site (R^2= 0,07–0,163, p < 0,05).

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que les tronçons restaurés et non restaurés peuvent abriter un nombre similaire de champignons tout en se différenciant par leur identité et leur abondance relative. Cette distinction est importante pour évaluer les effets de la restauration, car des changements dans la composition des communautés peuvent survenir sans modifications de la richesse. L'analyse de la composition des communautés apporte ainsi des informations complémentaires qui ne sont pas mises en évidence par la seule mesure de la richesse.

5 Quelles conditions environnementales peuvent expliquer les différences entre les communautés de champignons ?

Afin de mieux comprendre les facteurs liés aux différences de composition des communautés de champignons, nous avons examiné plus en détail le site Emme S2 à titre d'exemple. Ce site est situé à Oberburger Schachen, une zone alluviale d'importance nationale qui bénéficie également du statut de réserve naturelle cantonale depuis 2002. Les travaux de restauration ont été réalisés en 2001 et ont consisté à supprimer les digues de protection le long de la rive droite de l'Emme. Cette intervention a permis à la rivière de s'élargir naturellement par érosion latérale. Elle s'est accompagnée d'autres mesures, dont la reconnexion de bras secondaires afin d'augmenter l'apport d'eau de la rivière dans la zone alluviale. Ensemble, ces interventions visaient à rétablir

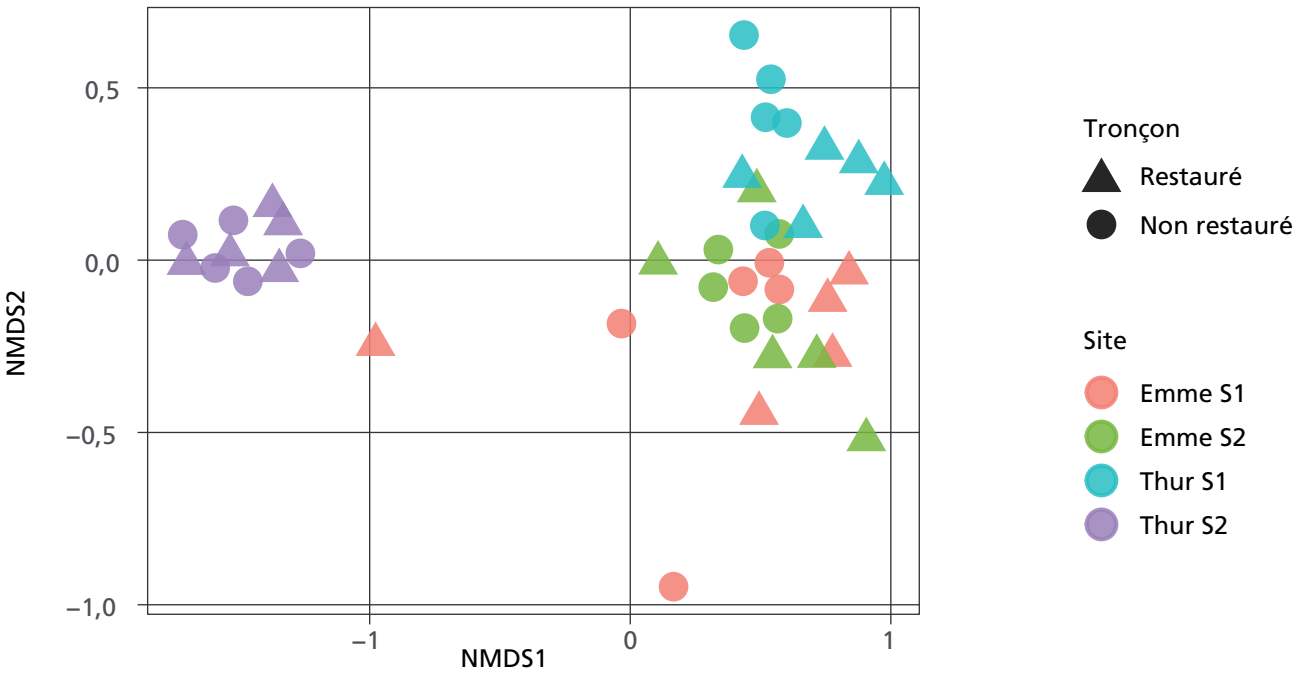


Fig. 6. Ordination NMDS des communautés de champignons détectées dans les échantillons de sol, basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis. Les couleurs indiquent les sites d'étude et les symboles le statut de restauration. Pour faciliter la lecture, seuls les échantillons du transect A sont représentés, mais tous les transects et tous les points d'échantillonnage sont inclus dans l'analyse PERMANOVA. La structure des communautés de champignons dépend principalement du site, tandis que l'état de restauration du tronçon n'a pas d'influence apparente sur la composition des communautés à l'échelle de l'ensemble des sites.

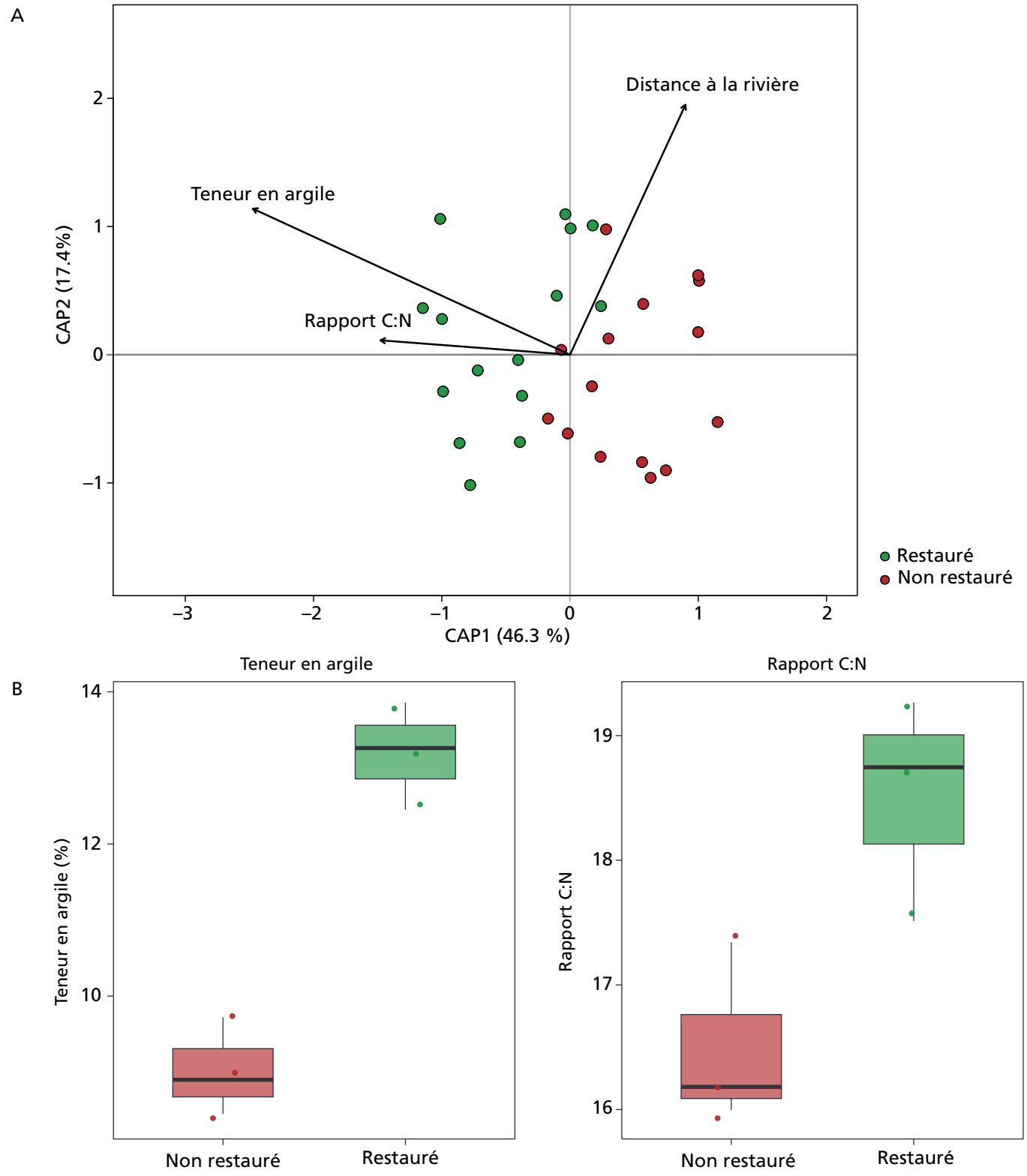


Fig. 7. Facteurs environnementaux associés à la composition des communautés de champignons détectées dans les échantillons de sol à Emme S2. A. Analyse de redondance basée sur la distance (dbRDA) fondée sur les dissimilarités de Bray-Curtis. CAP1 et CAP2 résument les principales différences dans la composition des communautés de champignons liées aux variables environnementales incluses dans l'analyse. Les pourcentages indiquent la part de cette variation expliquée par chaque axe. Les flèches représentent les trois principaux facteurs associés aux différences observées : la distance à la rivière, la teneur en argile et le rapport C:N. B. Comparaison de la teneur en argile et du rapport C:N entre les tronçons restaurés et non restaurés. Les boxplots sont basés sur les valeurs moyennes des cinq points d'échantillonnage par transect.

les processus naturels de la zone alluviale et à accroître l'hétérogénéité des conditions environnementales.

L'analyse dbRDA a identifié la teneur en argile du sol, le rapport C:N et la distance à la rivière comme les variables environnementales les plus fortement associées aux différences de composition des communautés de champignons entre les tronçons restaurés et non restaurés de ce site (fig. 7A). La teneur en argile était plus élevée dans le tronçon restauré (fig. 7B). Comme les crues transportent et déposent des sédiments fins dans les zones alluviales, cette différence est cohérente avec des changements dans les processus de dépôt de sédiments à la suite de l'élargissement du cours d'eau. Les sols riches en argile retiennent généralement davantage d'eau et de nutriments, ce qui peut influencer la composition des communautés de champignons (Goldmann *et al.* 2016).

Le rapport C:N du sol, qui reflète l'équilibre entre le carbone et l'azote, était également plus élevé dans le tronçon restauré (fig. 7B). Les crues peuvent redistribuer les sédiments, la matière organique et les nutriments à travers les habitats alluviaux (Tockner *et al.* 2000 ; Ward *et al.* 2002). La valeur plus élevée observée dans le tronçon restauré est donc cohérente avec des différences dans l'influence des crues et de la rivière entre les tronçons restaurés et non restaurés. Comme les conditions nutritives du sol jouent un rôle important dans la composition des communautés de champignons (Baldrian 2017), ces différences pourraient contribuer aux variations observées entre les deux types de tronçons.

La distance à la rivière constitue un autre facteur important en lien avec la composition des communautés. Les différents points d'échantillonnage sont soumis à des degrés variables d'influence de la rivière, notamment en termes de fréquence des crues, de dépôt de sédiments et d'humidité du sol. Ces résultats suggèrent que les communautés de champignons réagissent non seulement aux propriétés du sol, mais aussi aux variations spatiales liées à la distance à la rivière.

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les différences observées entre les communautés de champignons des tronçons restaurés et non restaurés à Oberburger Schachen sont associées à des conditions environnementales étroitement liées au fonctionnement de la rivière. Les différences de propriétés du sol et de position des points d'échantillonnage par rapport à la rivière suggèrent que l'élargissement du cours d'eau a pu contribuer aux différences de composition des communautés de champignons.

6 Conclusion et implications pour la conservation

Cette étude constitue l'une des premières évaluations approfondies de la diversité des champignons dans des forêts alluviales protégées et restaurées en Suisse. En combinant la récolte de fructifications et le métabarcoding ADN des échantillons de sol, nous avons utilisé deux approches complémentaires pour étudier les communautés de champignons. Le métabarcoding ADN a permis de détecter un nombre beaucoup plus élevé de champignons, tandis que les fructifications ont fourni des informations sur les champignons visibles sur le terrain. Ensemble, ces deux approches donnent une vision plus complète de la diversité des champignons que chacune prise isolément.

Nos résultats montrent que la richesse en champignons ne suffit pas, à elle seule, à évaluer les effets de la restauration des zones alluviales. Les tronçons restaurés et non restaurés présentent une richesse similaire en champignons ainsi que des proportions similaires des principaux groupes fonctionnels, mais la composition de leurs communautés diffère dans les quatre sites étudiés. Des différences de composition peuvent donc être observées entre tronçons restaurés et non restaurés, malgré une richesse similaire. L'étude de la composition des communautés apporte ainsi des informations complémentaires. Comme les champignons jouent un rôle essentiel dans la décomposition de la matière organique et le recyclage des nutriments, l'analyse de leurs communautés peut également aider à mieux comprendre les changements écologiques associés à la restauration des forêts alluviales.

Les différences observées dans la composition des communautés de champignons sont également liées aux conditions environnementales locales, notamment aux propriétés du sol et à la distance à la rivière. L'élargissement du lit du cours d'eau peut modifier certaines de ces conditions en influençant les crues et les dépôts de sédiments, et ainsi créer des conditions différentes pour les champignons. Toutefois, il reste difficile de déterminer précisément les mécanismes à l'origine de ces relations, car ni les conditions environnementales ni les communautés de champignons n'ont été suivies avant les travaux de restauration.

Nos résultats montrent également l'intérêt d'inclure les champignons dans l'évaluation des forêts alluviales protégées et des projets de restauration. Dans l'idéal, les suivis futurs devraient commencer avant les travaux de restauration et documenter au fil du temps à la fois les communautés de champignons et les conditions environnementales. Des tronçons de référence naturels ou proches de l'état naturel fourniraient également un point de comparaison essentiel pour évaluer le succès de la restauration. Ces tronçons devraient présenter des caractéristiques environnementales et géomorphologiques comparables à celles des sites restaurés, idéalement au sein du même système fluvial ou de la même zone alluviale, car les communautés de champignons peuvent fortement varier d'un site à l'autre. En l'absence de tronçons de référence comparables à proximité, l'utilisation de plusieurs sites de référence régionaux, accompagnée de la mesure des principales conditions environnementales, permettrait de mieux distinguer les différences liées aux mesures de restauration de celles dues aux variations naturelles entre les zones alluviales.

Remerciements
Nous remercions Laurent Espinat pour son aide à la récolte de fructifications et aux prélèvements d'échantillons de sol, ainsi que pour le tamisage du sol, auquel Franziska Richter a également contribué. Nous remercions également Markus Schlegel pour les discussions enrichissantes concernant les analyses d'ADN des champignons, Jean-Claude Walser pour les analyses bioinformatiques des données d'ADN et Virginia Molin pour la production des données topographiques. Nous remercions également Beatrice Senn-Irlet, Stefan Blaser, Jörg Gilgen et Markus Wilhelm pour les photos de champignons. Enfin, nous remercions les cantons concernés pour les autorisations de prélèvement dans les zones protégées, ainsi que les propriétaires des terrains pour nous avoir permis d'y effectuer les échantillonnages. Ce travail a bénéficié du soutien financier de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), dans le cadre du programme national de recherche « Aménagement et écologie des cours d'eau », au cours de sa cinquième phase de projet « Cours d'eau résilients : refuges – connectivité – relais ».

7 Bibliographie

Andrew C., Heegaard E., Høiland K., Senn-Irlet B., Kuyper T.W., Krisai-Greilhuber I., … (2018) Explaining European fungal fruiting phenology with climate variability. Ecology 99, 6: 1306–1315. *doi.org/10.1002/ecy.2237*

Baldrian P. (2017) Forest microbiome: Diversity, complexity and dynamics. FEMS Microbiol. Rev. 41, 2: 109–130. *doi.org/10.1093/femsre/fuw040*.

Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., … (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS): Zustand und Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174. 207 S.

Boddy L. (2001) Fungal Community Ecology and Wood Decomposition Processes in Angiosperms: From Standing Tree to Complete Decay of Coarse Woody Debris. Ecol. Bull. 49, 43–56. *jstor.org/stable/20113263*

Boddy L., Büntgen U., Egli S., Gange A.C., Heegaard E., Kirk P.M., … (2014) Climate variation effects on fungal fruiting. Fungal Ecol. 10, 20–33. *doi.org/10.1016/j.funeco.2013.10.006*

Conseil fédéral suisse (1992) Ordonnance du 28 octobre 1992 sur la protection des zones alluviales d'importance nationale (Ordonnance sur les zones alluviales). RS 451.31. Berne : Confédération suisse.

Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S., Vust M. (2015) Guide des milieux naturels de Suisse : écologie, menaces, espèces caractéristiques. 3e édition. Rossolis, Bussigny.

FAO, IUCN CEM, SER (2021) Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021–2030. Rome, FAO. *Fao.org*.

Fink S., Gross A., Senn-Irlet B., Scheidegger C. (2021) Citizen science data predict high potential for macrofungal refugia outside protected riparian areas. Fungal Ecol. 49, 100981. *doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100981*

Fisher M.C., Henk D.A., Briggs C.J., Brownstein J.S., Madoff L.C., McCraw S.L., Gurr S.J. (2012) Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. Nature 484, 7393: 186–194. *doi.org/10.1038/nature10947*

Frøslev T.G., Kjøller R., Bruun H.H., Ejrnæs R., Hansen A.J., Læssøe T., Heilmann-Clausen J. (2019) Man against machine: Do fungal fruitbodies and eDNA give similar biodiversity assessments across broad environmental gradients? Biol. Conserv. 233, 201–212. *doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.038*

Geml J. (2019) Soil fungal communities reflect aspect-driven environmental structuring and vegetation types in a Pannonian forest landscape. Fungal ecol. 39, 63–79. *doi.org/10.1016/j.funeco.2018.12.005*

Gilbert G.S. (2002) Evolutionary ecology of plant diseases in natural ecosystems. Ann. Rev. Phytopathol. 40, 1: 13–43. *doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.021202.110417*

Goldmann K., Schroter K., Pena R., Schoning I., Schrumpf M., Buscot F., Polle A., Wubet T. (2016) Divergent habitat filtering of root and soil fungal communities in temperate beech forests. Sci. rep. 6, 31439. *doi.org/10.1038/srep31439*.

Gross A., Blaser S., Senn-Irlet B.J. (2024) SwissFungi: National Data- and Information Center for the Fungi of Switzerland [database]. Birmensdorf: Swiss Federal Institute WSL.

Halme P., Kotiaho J.S. (2012) The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity research. Biodivers. Conserv. 21, 1: 205–219. *doi.org/10.1007/s10531-011-0176-z*.

Hebert P.D.N., Cywinska A., Ball S.L., deWaard J.R. (2003) Biological identifications through DNA barcodes. Proceedings of the Royal Society B: Biol. Sci. 270, 313–321. *doi.org/10.1098/rspb.2002.2218*

Klesse S., Abegg M., Hopf S.E., Gossner M.M., Rigling A., Queloz V. (2021) Spread and severity of Ash Dieback in Switzerland – Three characteristics and landscape features explain varying mortality probability. Front. For. Glob.Chang.4:645920.*doi.org/10.3389/ffgc.2021.645920*

Martin E.J., Ryo M., Doering M., Robinson C.T. (2018) Evaluation of restoration and flow interactions on river structure and function: channel widening of the Thur River, Switzerland. Water 10, 4: 439. *doi.org/10.3390/w10040439*

Müller-Wenk R. (2004) Landnutzung in potenziellen Fliessgewässer-Auen. BUWAL. Umwelt Nr. 361.

OFEV (2020) Inventaire fédéral des zones alluviales d'importance nationale – État et besoin d'action. Berne: Office fédéral de l'environnement.

OFEV (2023). Biodiversité en Suisse – État et évolution. Berne: Office fédéral de l'environnement.

OFEV (2025). Liste des espèces prioritaires au niveau national. Berne: Office fédéral de l'environnement.

Rohde S., Kienast F., Bürgi M. (2004) Assessing the restoration success of river widenings: a landscape approach. Environ. Manag. 34, 574–589. *doi.org/10.1007/s00267-004-0158-y*

Rohde S., Schütz M., Kienast F., Englmaier P. (2005) River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. River Res. Appl. 21: 1075–1094. *doi.org/10.1002/rra.870*

Smith S.E., Read D.J. (2010) Mycorrhizal symbiosis. Academic Press.

Schoch C.L., Seifert K.A., Huhndorf S., Robert V., Spouge J.L., Levesque C.A. Chen W., Fungal Barcoding Consortium (2012) Nuclear ribosomal internal transcribed spacer (ITS) region as a universal DNA barcode marker for Fungi. Proceedings of the National Academy of Sciences 109: 6241–6246. *doi.org/10.1073/pnas.1117018109*

Taberlet P., Coissac E., Pompanon F., Brochmann C., Willerslev E. (2012) Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. Mol. Ecol. 21, 2045–2050. *doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05470.x*

Tockner K., Malard F., Ward J.V. (2000) An extension of the flood pulse concept. Hydrol. Process. 14, 16–17: 2861–2883. *doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14*:16/17 <2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F

Tockner K., Stanford J.A. (2002) Riverine flood plains: Present state and future trends. Environ. Conserv. 29, 3: 308–330. *doi.org/10.1017/S037689290200022X*

van der Heijden M.G.A., Martin F.M., Selosse M.-A., Sanders I.R. (2015) Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. New Phytol. 205: 1406–1423. *doi.org/10.1111/nph.13288*

Ward J.V., Tockner K., Schiemer F. (1999) Biodiversity of floodplain rivers ecosystems: Ecotones and connectivity. Regulated rivers: Res. Manag. 15, 125–139. *doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125 ::AID-RRR523>3.0.CO;2-E*

Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., Claret C. (2002) Riverine landscape diversity. Freshw. Biol. 47, 517–539. *doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x*

Weber C., Schager E., Peter. A. (2009) Habitat Diversity and Fish Assemblage Structure in Local River Widenings: A Case Study on a Swiss River. River Res. Appl. 25: 687–701. *doi.org/10.1002/rra.1176*

Abstract

Fungal diversity in protected floodplain forests: a comparison between restored and unrestored river reaches

Floodplain forests are biodiversity-rich ecosystems shaped by river dynamics, yet the role of fungi in these habitats remains poorly understood. We investigated fungal communities in four protected floodplain forests along the Emme and Thur rivers, comparing restored reaches widened through river restoration with nearby unrestored reaches. Fungal diversity was assessed using fruiting-body surveys and DNA metabarcoding of soil samples. Field surveys identified 127 fungal species, while soil metabarcoding detected more than 900 fungal taxa, including several threatened species listed as Swiss National Priority Species. Restored and unrestored reaches supported similar fungal richness and similar proportions of major functional groups. In contrast, fungal community composition differed between restored and unrestored reaches at all four sites, although site identity explained most of the variation.

At Oberburger Schachen, these community differences were associated with clay content, soil C:N ratio and position within the floodplain. These results show that fungal community composition can reveal ecological differences not captured by species richness alone and can provide complementary information for floodplain restoration assessment and long-term monitoring. Our findings highlight the added value of fungal genetic analysis from soil samples, complementary to fruiting bodies, and soil analyses for assessing restoration outcomes in floodplains.

Keywords: River widening, floodplain forest, fungi, environmental DNA, restoration

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Wie das wirksame Schweizer Schutzgebietsnetz entstehen kann

Schweizer Schutzgebiete – das ist eine unübersichtliche Vielzahl an meist kleinflächigen Gebieten mit unterschiedlichen Schutzinhalten, die sich oft auch überlagern. Schutzgebiete fördern die Biodiversität, aber ihre Wirkung ist ungenügend. Damit ein wirksames Schutzgebietsnetz entsteht, braucht es mehr grossflächige Schutzgebiete, mehr Qualität und eine bessere Vernetzung. Abgeleitet von der Verkehrsinfrastruktur braucht es eine Übersicht über die vorhandenen Schutzgebiete und eine klare Zuständigkeit. Schutzgebiete sollen betrieben und weiterentwickelt werden. Bei der Realisierung grossflächiger Schutzgebiete und der Vernetzung spielen Flächen im Eigentum der öffentlichen Hand eine wichtige Rolle. Eine Steigerung der Wertschätzung für die verbliebenen Naturwerte und für Schutzgebiete sowie für jene, welche die Arbeit dafür leisten, ist der wichtigste Schritt.

Urs Tester

Nussbaumweg 16a,
4103 Bottmingen

1 Einleitung

Die Biodiversität auf dieser Erde ist in einer ernsten Krise. Viele Tier- und Pflanzenarten sind bedroht oder sterben gar aus, natürliche oder naturnahe Ökosysteme sind einem starken direkten oder indirekten menschlichen Duck ausgesetzt. Auch der einstige Naturreichtum der Schweiz hat dramatisch abgenommen. Schutzgebiete sind eine Massnahme, um den Biodiversitätsverlust zu stoppen. Pro Natura hat im Jahr 2000 die Kampagne «Gründen wir einen neuen Nationalpark» lanciert, damit auch in der Schweiz weitere grossflächige Schutzgebiete zur Förderung der Biodiversität entstehen können. Nach dem Scheitern der beiden Nationalparkprojekte Parc Adula und Parco Locarnese hat Pro Natura die Situation der Schweizer Schutzgebiete analysiert und die Schritte formuliert, die es braucht, damit in diesem Land ein repräsentatives, funktionierendes und wirksames Schutzgebietsnetz entsteht. Aus dieser Analyse ist 2024 das Buch «Welche Schutzgebiete braucht die Schweiz?» (Tester 2024, 2025) entstanden. Dieser Beitrag stützt sich auf die im Buch veröffentlichten Ergebnisse ab, aktualisiert sie und fokussiert sich auf die Frage, wie das wirksame Schweizer Schutzgebietsnetz entstehen kann. Wenn andere Quellen verwendet wurden, sind diese im Text erwähnt.

2 Schweizer Schutzgebiete heute

Beim Begriff « Schweizer Schutzgebiete » denkt die Leserin oder der Leser wahrscheinlich an die Biotope von nationaler Bedeutung oder den Schweizerischen Nationalpark. Doch die Schweiz hat wahrscheinlich eines der kompliziertesten Schutzgebietssysteme der Welt. Es besteht aus einer verwirrenden Vielzahl an zum Teil sich überlagernden Schutzinstrumenten mit sehr unterschiedlichen Schutzinhalten. Viele dieser so geschützten Flächen sind sehr klein. Die Durchschnittsgrösse der Hoch- und Übergangsmoore von nationaler Bedeutung beträgt nur 2,84 ha, jene der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung 7,16 ha (BAFU 2024). In einer Analyse der kantonalen GIS-Einträge von geschützten Flächen hat Pro Natura im Jahr 2019 rund 68 000 verschiedene Schutzobjekte mit 280 unterschiedlichen Bezeichnungen identifiziert (Abb. 1). Als ein Schutzobjekt gilt dabei eine durch einen Perimeter abgegrenzte Fläche, welche im Richtplan mit einer Schutzwirkung zu Gunsten von Natur und Landschaft versehen ist.



Abb. 1. Wortwolke mit der Bezeichnung von Schutzobjekten in kantonalen Richtplänen. Die Schriftgrösse entspricht der Anzahl Nennungen (Tester 2024).

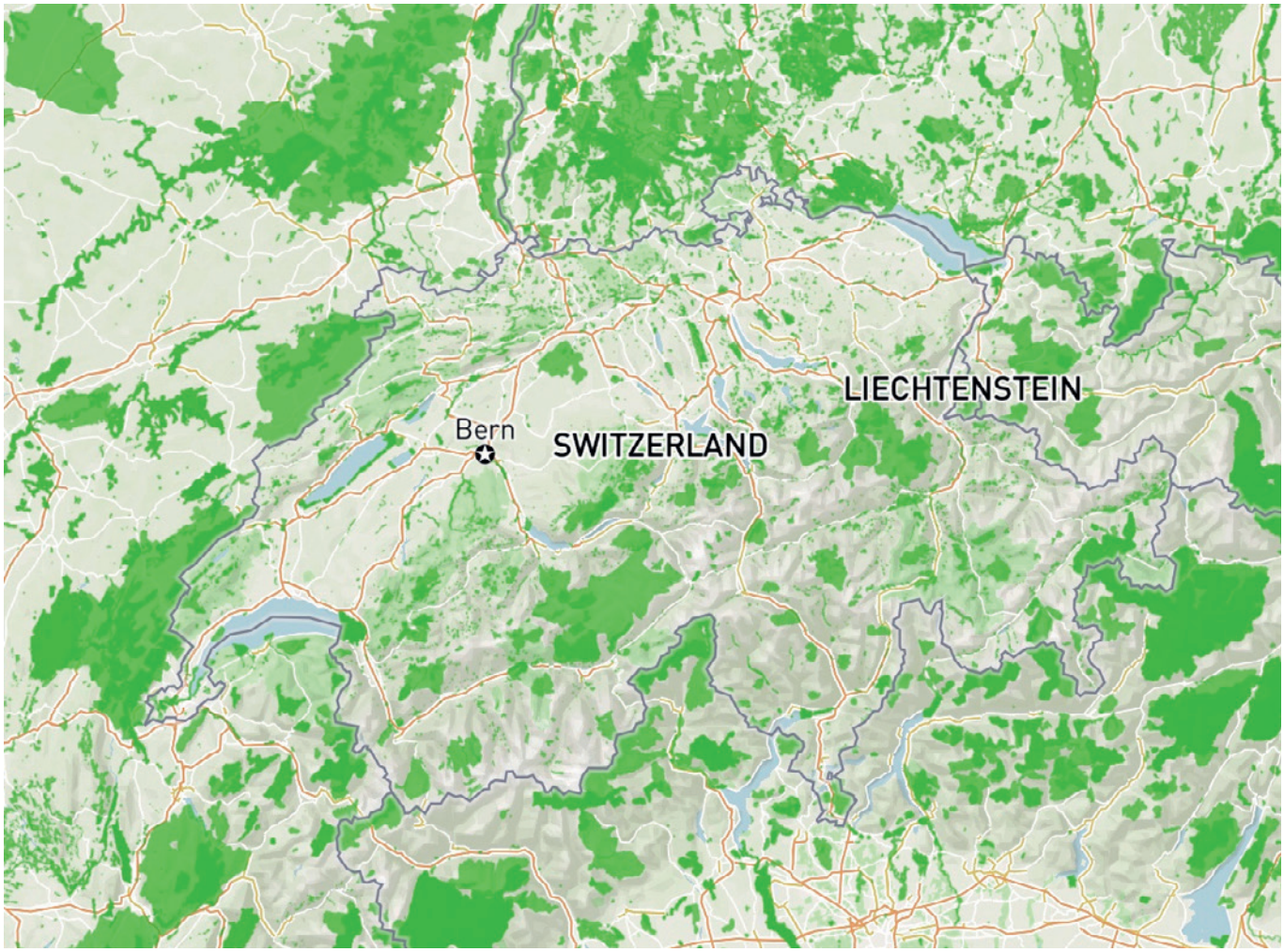


Abb. 2. Karte der Schweizer Schutzgebiete gemäss World Database of protected Areas (UNEP-WCMC 2023) Mapbox, Openstreetmap, WDPA, IUCN, UN environment programme, WCMC, © protectedPlanet 2014–2024. Als grossflächige Schutzgebiete gut zu erkennen: Die Weltnaturerbe Schweizer Alpen Jungfrau-Aletsch und Tektoniarena Sardona sowie das Smaragdgebiet Oberaargau.

Die Situation ist so unübersichtlich, dass es keine präzisen Angaben zur Anzahl und Fläche der Schweizer Schutzgebiete gibt, beziehungsweise jene, die es gibt, unvollständig oder ungenau sind. Das gilt auch für die Übersicht über Schweizer Schutzgebiete auf der Webseite *protectedplanet.net*. Stand Juni 2026 sind dort 10527 Schutzgebiete mit einer Gesamtfläche von 5162 km² aufgeführt, was 12,5 % der Landesfläche entspricht (UNEP-WCMC 2023; Abb. 2).

Zur Wirkung der Schutzgebiete werden sich in diesem Tagungsband andere Beiträge ausführlich äussern. Schweizer Schutzgebiete tragen zur Erhaltung der Biodiversität bei (BAFU 2024; Bättig 2018; Bergamini *et al.* 2025; Dähler *et al.* 2022; Küchler *et al.* 2018; Moor *et al.* 2022), und dies, obwohl die kantonalen Vollzugsbehörden die Umsetzung des Schutzes als ungenügend beurteilen (BAFU 2022a, 2022b). Soweit Daten zur Verfügung stehen, ist die Wirkung der Schutzgebiete gemessen am angestrebten Schutzziel ungenügend (Bergamini *et al.* 2025).

3 Schutzgebiete als Ergänzung zu einer nachhaltigen Nutzung

Was sollen und können Schutzgebiete überhaupt leisten? Wenn Schutzgebiete wie kleine Inseln in einem Meer von intensiver Landnutzung liegen, ist ihre Leistung zur Erhaltung der Biodiversität begrenzt. Effekte wegen kleiner Flächen und deren Isolation lassen auch bei guter Umsetzung Populationen erlöschen. Schutzgebiete müssen langfristig ihren Beitrag ergänzend zu einer nachhaltigen Nutzung der restlichen Landschaft leisten. Mag sein, dass diese Vorstellung gegenwärtig utopisch klingt, realitätsfremd ist sie nicht. Mit der Kombination von nachhaltig genutztem Wirtschaftswald und Waldreservaten wird in der Schweizer Waldpolitik genau das angestrebt. Ausserdem sollen die zwei Schweizer UNESCO Biosphärenreservate Modellregionen sein, die nachhaltige Entwicklung und Naturschutz miteinander verbinden (UNESCO 1996).

4 Wie soll das künftige Schutzgebietsnetz aussehen?

Wie soll aber das künftige Schutzgebietsnetz aussehen, damit es eine gute Wirkung entfalten kann? Für die Gesamtfläche gibt es von der Biodiversitätskonvention eine Vorgabe (UN Environment Programme 2022), nämlich 30 %. Wenn es um die Verteilung der geschützten Flächen geht, wurden in der Schweiz eine Vielzahl verschiedener Konzepte entwickelt. Das rechtliche, im Natur- und Heimatschutzgesetz festgehaltene Konzept verfolgt einen Biotopschutzansatz, ergänzt durch drei verschiedene Parktypen (Schweizerische Eidgenossenschaft 2025). Gestützt auf das Waldgesetz gibt es für Waldbiotope ein eigenes Konzept (Eidgenössische Forstdirektion 1998). Die Schweiz ist Mitglied des Europarates. Entsprechend beteiligt sie sich, basierend auf dem Konzept des Europarates (Council of Europe 2010), am Netztwerk Smaragd des Europarates (Delarze *et al.* 2003), das wiederum nahezu deckungsgleich mit dem Natura 2000 Netzwerk der EU ist. Mit dem Nationalen ökologischen Netzwerk REN setzte der Bund konzeptionell einen Schwerpunkt auf die Vernetzung (BUWAL 2004). Der Bedarf an schutzwürdigen Flächen wurde 2013 mit einem Biotopansatz berechnet (Guntern *et al.* 2013). Anhand von Daten zum Vorkommen von Arten der Roten Liste, welche zu Gilden zusammengefasst sind, gibt es seit 2021 (Petitpierre *et al.* 2021) ein weiteres Konzept zur Planung der ökologischen Infrastruktur und damit für die Planung eines Schutzgebietsnetzes. Auf dieser Grundlage soll bis 2028 jeder Kanton ein kantonales Gesamtkonzept für die Planung der ökologischen Infrastruktur erstellen (BAFU 2023). Dies bedeutet wiederum, dass 26 unterschiedliche kantonale Konzepte entstehen werden. Was die künftigen kantonalen Konzepte zur Weiterentwicklung des Schweizer Schutzgebietsnetzes beitragen werden, lässt sich noch nicht beurteilen. Aufgrund der vorliegenden Analysen und Konzepten ist der Bedarf an zu schützenden Flächen weitgehend geklärt.

4.1 Mehr grossflächige Gebiete, mehr Qualität, bessere Vernetzung

Ausgehend von den bisherigen Schutzgebieten benötigt die Schweiz: Mehr grossflächige Schutzgebiete, mehr Schutzgebiete von guter Qualität und eine verbesserte Vernetzung (Fischer 2003).

4.2 Ziel natürliche Dynamik und Vielfalt der Kulturlandschaft

Weil die hohe Biodiversität in der Schweiz aus einem Zusammenspiel der Naturlandschaft und ihrer Dynamik und einer vielfältigen, traditionellen Nutzung der Kulturlandschaft entstanden ist, braucht es Schutzgebiete mit folgenden Schutzzielen: Erstens Schutzgebiete mit der Zielsetzung freie Naturdynamik, wie zum Beispiel



Abb. 3. Beispiel einer Moorevitalisierung im Hochmoor von nationaler Bedeutung «Marais des Pontins». (Foto: © Bastien Amez-Droz, Pro Natura)

Naturwaldreservate. Weil ein Teil der Naturdynamik stark eingeschränkt ist, muss ein Teil dieser Schutzgebiete revitalisiert oder regeneriert werden. Ein Beispiel dafür ist die Regeneration von Moorbiotopen (Abb. 3). Dies entspricht auch einer der Massnahmen des Bundesrates in seinem Aktionsplan Biodiversität im Zusammenhang mit der ökologischen Infrastruktur (Schweizerischer Bundesrat 2025). In manchen Fällen muss die fehlende Naturdynamik durch Eingriffe ersetzt werden, wie das bei der Schaffung und dem Unterhalt von Kleingewässern geschieht. Zweitens braucht es Gebiete, in welchen die traditionelle Nutzung der Kulturlandschaft nachgeahmt wird, wie beispielsweise die Streuernte in Flachmooren oder die extensive Nutzung der Trockenwiesen und -weiden. In einem Schutzgebiet kann eines oder mehrere dieser Ziele verfolgt werden.

5 Schritte zu einem wirksamen Schweizer Schutzgebietsnetz

Wie aber entsteht aus der unübersichtlichen Vielzahl an kleinflächigen, sich überlagernden, oft schlecht funktionierenden einzelnen Schutzgebieten ein repräsentatives, umfassendes und wirksames Schweizer Schutzgebietsnetz? In der Schweiz werden Schutzgebiete als «Kerngebiete der ökologischen Infrastruktur» bezeichnet. Bei einem Vergleich mit der Verkehrsinfrastruktur lassen sich die notwendigen Schritte aufzuzeigen.

5.1 Übersicht schaffen

Bei der Strasseninfrastruktur ist nicht nur ihre Länge (85 151 km, Stand 2025) bekannt (BfS 2026). Das Schweizer Strassennetz ist nach Strassenkategorien kartographisch erfasst und die einzelnen Strassenteilstücke lassen sich im amtlichen Strassenverzeichnis abrufen (Swisstopo 2026). Für die Entwicklung eines funktionierenden Schutzgebietsnetzes braucht es ebenfalls eine Übersicht, welche Flächen bereits zu Gunsten der Biodiversität durch die Kantone, die Gemeinden oder auch durch private Organisationen geschützt sind. Der Bund könnte dies im Rahmen der nächsten Programmvereinbarungsperiode von den Kantonen einfordern oder die Kantone könnten sich im Rahmen der Konferenz der Beauftragten für Natur- und Landschaftsschutz auf die gemeinsame Realisierung einer solchen Übersicht einigen.

5.2 Schutzgebiete mit klarer Zuständigkeit

Bei der Strasseninfrastruktur ist die Zuständigkeit klar geregelt. Für Nationalstrassen ist der Bund zuständig, für Kantonsstrassen der Kanton, für die kommunalen Strassen die Gemeinde und für Privatstrassen die jeweilige Strassenkorporation. Eine klare Zuständigkeit macht die Arbeit effizienter und leistet so einen Beitrag zu mehr Qualität. Wenn sich ein Problem ergibt, lässt sich jederzeit herausfinden, welche Person für diesen Teil der Verkehrsinfrastruktur zuständig ist. Das gibt es auch für einzelne Schutzgebiete wie für den Schweizerischen Nationalpark, die Grande Cariçaie oder die Bolle di Magadino mit jeweils sehr unterschiedlichen, aber transparenten Organisationsstrukturen und Zuständigkeiten. Dies ist aber längst nicht für alle Schutzgebiete der Fall. Der Bund könnte das als Ziel für die nächste Programmvereinbarungsperiode 2029–2032 aufnehmen. Die verschiedenen Amtsstellen der Kantone und die Gemeinden würden dann zusammen mit den an der Schutzgebietsarbeit beteiligten Partnern die Zuständigkeit klären. Zur Vereinfachung der Situation könnten mehrere kleine Schutzgebiete regional zu einer Betreuungseinheit zusammengefasst werden.

5.3 Schutzgebiete betreiben und weiterentwickeln

Die Strasseninfrastruktur ist nicht nur räumlich gesichert. Eine Strasse wird betrieben, das heisst, es hat eine Signalisation sowie Bauten und Anlagen. Eventuell ist die Strasse beleuchtet und bei Schneefall wird sie geräumt. Zudem findet ein regelmässiger Unterhalt statt: Die Strasse wird gereinigt. Die Strassenborde werden gemäht und Risse im Belag werden repariert und verblasste Markierungen erneuert. In etwas grösseren zeitlichen Abständen wird die Strasseninfrastruktur auch saniert und bei Bedarf erweitert. Nur durch den Betrieb kann die Verkehrsinfrastruktur langfristig ihre Funktion erfüllen. Dieses Verständnis braucht es auch für die Kerngebiete der ökologischen Infrastruktur. Bei Schutzgebieten nennt man das Management. Schutzgebiete müssen nicht nur räumlich und vertraglich gesichert werden. Sie brauchen Informationseinrichtungen, möglicherweise auch einen Rangerdienst. Wege und Zäune müssen funktionstüchtig bleiben. Im Gebiet braucht es Unterhaltsarbeiten. Eventuell müssen invasive gebietsfremde Arten entfernt werden usw. In vielen Schutzgebieten braucht es auch Sanierungsarbeiten: Pufferzonen müssen eingerichtet werden, um den Nährstoffeintrag zu reduzieren. In Auengebieten muss die natürliche Dynamik gefördert werden und in vielen Moorgebieten braucht es eine Verbesserung des Wasserhaushalts, damit diese Biotope ihre Funktion auch in Zukunft erfüllen können. Das ist keine neue Erkenntnis (Lee und Middleton 2003, Eurosite 2026, Pro Natura 2011). In einer ganzen Reihe von Schutzgebieten wird schon so gearbeitet, aber noch längst nicht in allen. Erstaunlicherweise ist im aktuellen Aktionsplan zur Strategie Biodiversität der Betrieb der ökologischen Infrastruktur kein Thema (Schweizerischer Bundesrat 2025). Weil für den Schutz eines Gebietes zahlreiche Personen und Behörden zusammenarbeiten, ist es sinnvoll, die Prioritäten der Arbeit in einem Managementplan oder einem Schutzkonzept schriftlich festzuhalten. Damit der Betrieb eines Schutzgebietes zur Selbstverständlichkeit wird, braucht es einen Austausch zwischen den Schutzgebietsverantwortlichen, und zwar unabhängig davon, ob diese in einer Gemeinde, einem regionalen Naturpark, einem Kanton oder einer privaten Institution angestellt sind.

5.4 Grossflächige Schutzgebiete und bessere Vernetzung realisieren

Noch sitzt der Schock über die Ablehnung der Nationalparkprojekte Parc Adula und Parco Locarnese tief, so dass man vergisst, dass auch in der Schweiz grossflächige Schutzgebiete realisiert werden. Vier Gemeinden im Kanton Waadt haben den Parc naturel du Jorat gegründet, welcher 2021 vom Bund die Anerkennung als Naturerlebnispark erhielt. Seine Kernzone mit ungestörter Naturentwicklung beträgt 444 ha. Die Kantone und Gemeinden sind Eigentümerinnen von Gewässern. Sie können an der besseren Vernetzung von Gewässerlebensräumen arbeiten. Der Kanton Aargau mit seinem Auenschutzpark und die Gemeinden Samedan, Bever und La Punt im Engadin mit der Revitalisierung des Inn und des Beverin machen es vor. Die öffentliche Hand, also Bund, Kantone, Gemeinden, Bürgergemeinden und Korporationen besitzen Flächen, die zum Schutzgebietsnetz beitragen können. Zum Beispiel besitzt die Schweizerische Eidgenossenschaft rund 2000 ha der Moorlandschaft von nationaler Bedeutung auf dem Glaubenberg. Das Gebiet ist eine richtige Schatztruhe der Naturvielfalt mit grossflächigen Mooren, Moorwäldern, Amphibienlaichgebieten und Trockenrasen. Auch wenn das Gebiet teilweise als Schiessplatz der Armee genutzt wird, könnte der Bund den Glaubenberg als Schutzgebiet mit einem

funktionierenden Management betreiben und die längst fällige Revitalisierung der Moore vorantreiben. Der Bundesrat könnte das jederzeit beschliessen. Die Bergkantone sind Besitzerinnen der Hochgebirgslandschaft. Sie können grossflächige Schutzgebiete mit der Zielsetzung natürliche Dynamik im Alpenraum realisieren.

5.5 Wertschätzung für die Natur und für Schutzgebiete

Wir leben in einem Land, welches von Wasser, Eis und Bergen geprägt ist. Kulturland musste der Natur abgerungen werden. Die wilde Natur wurde in unserer Kultur als wertlos oder gar als Bedrohung empfunden. Sie ist Ödland, Unort, Sumpf, Brache, ein gefährlicher Ort, wo wilde Tiere leben. Das Land gewinnt an Wert, wenn man es für die menschliche Nutzung urbar macht. Über die Nutzung wird es zum Eigentum der Menschen. Über Jahrhunderte hat dieses Denken das Handeln der Menschen in unserem Land bestimmt. Und es beeinflusst noch immer das Planen und Handeln der Menschen. Es führt dazu, dass wo immer auch ein Kraftwerk, eine Skipiste, eine Umfahrungsstrasse oder eine Hafenanlage geplant wird, der Verlust von Naturwerten als verkraftbar beurteilt wird und zu wenig Mittel für einen wirksamen Schutz gesprochen werden (Martin *et al.* 2017). Doch die Einschätzung, dass die Verluste an naturnahen Flächen verkraftbar sind, ist falsch. Wir haben natürliche und naturnahe Lebensräume so stark zurückgedrängt, dass sie zu einem kostbaren Gut geworden sind. Sogar die Vielfalt der Kulturlandschaft hat mittlerweile einen hohen Wert. Es reicht nicht, wertvolle Lebensräume als national bedeutend einzustufen. Wir müssen die Bevölkerung und ihre Vertretung, die Politikerinnen und Politiker, für diese Werte gewinnen, damit sie diese in ihren Entscheiden berücksichtigen. Das gelingt nicht mit technischen Begriffen wie jenem der «Ökologischen Infrastruktur», der zudem nur in der Schweiz verwendet wird. Die Schutzgebiete, das sind die Edelsteine unseres Heimatlandes. Wer die Arbeit für den Erhalt dieser wertvollen Gebiete leistet, soll darauf stolz sein können und Wertschätzung und Anerkennung erhalten. Nicht nur in Form von Geld, aber eine faire Abgeltung der Leistungen ist wichtig. Mehr Wertschätzung wünsche ich mir auch von Naturschützern. Nur zu oft höre ich gegenüber Landwirten und Schutzgebietsverantwortlichen, die unter schwierigen Bedingungen gute Arbeit leisten, aus den eigenen Reihen statt Lob Kritik und Besserwisserei. Die Steigerung der Wertschätzung für die Natur und die Schutzgebiete ist von allen vorgestellten Schritten der wichtigste. Alle Menschen, denen schon heute die Natur wichtig ist, können diesen Wertewandel beeinflussen und zu Influencerinnen und Influencern für die Natur werden. Sie können beispielsweise ihre Begeisterung für Tiere und Pflanzen mit Nachbarn und Bekannten teilen. Fachpersonen können das breite Publikum mit spannenden Geschichten zur Natur fesseln, ihre eigene Begeisterung vermitteln, statt mit abstrakter Sprache und komplizierten Statistiken zu langweilen. Auch Projekte können zum Wertewandel beitragen. Zum Beispiel gibt es in verschiedenen Kantonen Wiesenmeisterschaften, bei welchen artenreiche Wiesen prämiert werden, oder es gibt zahlreiche Projekte zur Förderung von Natur im Siedlungsraum. Und vielleicht lancieren Politikerinnen und Politiker demnächst Vorstösse zur Realisierung von Schutzgebieten und tragen so in kleinen Schritten zum Wertewandel bei.

6 Fazit und Ausblick

Von einem repräsentativen, umfassenden und wirksamen Schweizer Schutzgebietsnetz sind wir aktuell noch weit entfernt. Wir sehen zwar den Gipfel. Wir erreichen ihn aber nur, wenn die verschiedenen Akteure gut zusammenarbeiten, sich nicht vom gemeinsamen Ziel ablenken lassen und Schritt für Schritt vorangehen. Der aktuelle politische Wetterbericht ist für dieses Vorhaben zwar ungünstig und vielleicht müssen wir den einen oder anderen Umweg oder Zwischenstopp einlegen. Doch wünsche ich mir, dass wir das gemeinsame Ziel, eine Schweiz mit hoher Naturvielfalt, nicht aus den Augen verlieren.

7 Literatur

Bättig R. (2018) Erfolgskontrollen in Naturwaldreservaten. 20 Jahre Naturschutzprogramm Wald. Sondernummer Umwelt Aargau 48: 55–56.

Bergamini A., Ginzler C.H., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., ... (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS): Zustand und Veränderung in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174: 207 S. *doi.org/10.55419/wsl :40802*

BfS (2026) Infrastruktur und Streckenlänge. *bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/mobilitaet-verkehr/verkehrsinfrastruktur-fahrzeuge/streckenlaenge.html* (abgerufen 8.7.2026).

BAFU (2022a) Stand der Umsetzung der Biotopinventare von nationaler Bedeutung. Kantonsumfrage 2021. Bern: BAFU.

BAFU (2022b) Stand der Umsetzung der Moorlandschaften von nationaler Bedeutung. Auswertung der Kantonsumfragen. Bern: BAFU.

BAFU (2023) Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich 2025–2028. Mitteilung des BAFU als Vollzugsbehörde an Gesuchsteller. Bern: BAFU.

BAFU (2024) Biotope von nationaler Bedeutung. Die fünf Biotopinventare Hoch- und Flachmoore, Auen, Amphibienlaichgebiete und Trockenwiesen/-weiden im Überblick. Bern: BAFU.

BUWAL (2004) Nationales ökologisches Netzwerk REN. Eine Vision für einen landesweit vernetzten Lebensraum. Bern: BWUWAL.

Council of Europe (2010) Convention of the conservation of european wildlife and natural habitats. Group of experts on protected areas and ecological networks. Criteria for assessing the National Lists of proposed Areas of Special Conservation Interest (ASCIs) at biogeographical level

and procedure for examining and approving Emerald candidate sites. Council of Europe, Strasbourg.
Dähler N.B., Bergamini A., Jutzi M., Hoderegger R. (2022) Wie effektiv sind Schutzgebiete? Eine empirische Studie aus der Schweiz. Natur Landsch. 97, 5: 225–230.
Delarze R., Capt S., Gonseth Y., Guisna A. (2003) Smaragd-Netz in der Schweiz. Ergebnisse der Vorarbeiten. Bern: BUWAL.
Eidg. Forstdirektion (1998) Konzept Waldreservate Schweiz. Schlussbericht des Projektes Konzept Waldreservate Schweiz. Bern: Eidgenössische Forstdirektion.
Eurosite (2026) Management toolkit. *education.eurosite.org* (abgerufen 12.7.2026).
Fischer M. (2003) Warum wir grosse Schutzgebiete brauchen. Hotspot 7: 6–7.
Guntern J., Lachat T., Pauli D., Fischer M. (2013) Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. Bern: SCNAT.
Moor H., Bergamini A., Vorburger C., Holeregger 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 119. e2123070119. *doi.org/10.1073/pnas.2123070119*
Küchler M., Küchler H., Bergamini A., Bedolla A., Ecker K., Feldmeyer-Christe E., Graf U., ... (2018) Moore der Schweiz. Zustand Entwicklung Regeneration. Bern: Haupt.
Lee T., Middleton J. (2003) Guidelines for Management Planning of Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
Martin M., Jöhl R., Bonnard, L., Borgula, A., Grosvernier, Ph., Volkart, G., ... (2017) Biotope von nationaler Bedeutung – Kosten der Biotopinventare. Expertenbericht zu Handen des Bundes, erstellt im Auftrag des BAFU.
Petitpierre B., Sartori L., Lischer C., Rutishauser E., Rey E., Tschumi M., ... (2021) Sites d'intérêt pour la conservation des espèces et leur habitats: qualité observée, qualité potentielle et besoin en surfaces supplémentaires. Rapport méthodologique de l'analyse menée par InfoSpecies à l'échelle nationale. Neuchâtel: InfoSpecies.
Pro Natura (2011) Handbuch Schutzgebiete. Basel: Pro Natura.
Schweizerischer Bundesrat (2025): Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz. Phase 2 / 2025–2030. Bern: BAFU.
Schweizerische Eidgenossenschaft (2025) Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (Juli 1966, Stand 1.8. 2025). *fedlex.admin.ch/eli/cc/1966/1637_1694_1679/de* (abgerufen: 6.7.2026).
Swisstopo (2026) Amtliches Verzeichnis der Strassen, ID 196. Geodatenbasisatz, Stand 8.6.2026.
Tester U. (2024) Welche Schutzgebiete braucht die Schweiz? Zürich, Paul Schiller Stiftung; Bern: Haupt.
Tester U. (2025) Quelles aires protégées pour la Suisse? Zürich: Paul Schiler Stiftung; Bern: Haupt.
UN Environment Programme (2022) Decision adoptet by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity: 15/4 Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework.
UNEP-WCMC (2023) Protected areas map of the world. Available at: *protectedplanet.net*, abger. Oktober 2023.
UNESCO (1996) Biosphere Reserves. The Seville Strategy and the Statutory Framework of the World Network. UNESCO, Paris. *unesco.org/mab/ecosyst/urban/doc.shtml* (abgerufen 20. Mai 2024)

Danksagung
Ich danke der WSL und insbesondere Ariel Bergamini für die Einladung, für das Forum für Wissen einen Beitrag zu leisten, und dem WSL-Team für die redaktionelle Arbeit. Weiterer Dank geht an die Naturschutzorganisation Pro Natura. Während 33 Jahren durfte ich mich für Pro Natura beruflich mit Naturschutzgebieten befassen, an diversen Schutzgebietsprojekten mitarbeiten und schliesslich das Buch «Welche Schutzgebiete braucht die Schweiz?» (Tester 2024 und Tester 2025) realisieren. Mein herzlicher Dank geht auch an die Paul Schiller Stiftung, den Haupt Verlag und alle Kolleginnen und Kollegen, die bei der Realisierung des Buches mitgewirkt haben.

Abstract
How an effective network of protected areas can be established in Switzerland
Switzerland probably has the most complicated system of protected areas in the world. It consists of a confusing multitude of mostly small-scale areas with varying, often overlapping conservation objectives. While protected areas are effective, their impact is insufficient. To build an effective network of protected areas, Switzerland needs more large-scale protected areas, higher ecological quality, and better connectivity between existing areas. In Switzerland, protected areas are now framed as the "core zones" of an ecological infrastructure – a term borrowed deliberately from infrastructure planning. Inspired by infrastructure planning such as transport, the most important steps needed for improvement of the current situation are establishing an overview of existing protected areas and clear rules on responsibility. Protected areas should not simply be secured by law or by contracts, but actively managed and further developed. Publicly owned land can play a key role here, both in establishing new large-scale protected areas and in connecting existing ones. At the same time, the value of natural and semi-natural areas – and of the people who carry out conservation work on the ground – needs far greater recognition. Indeed, increased recognition of natural values may be the single most important step of all. Switzerland still has a long way to go to establish an effective network of protected areas. Progress will require working step by step, without losing sight of the ultimate goal.

Keywords: Switzerland, protected areas, nature conservation, ecological infrastructure, management, biodiversity

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Schutzgebiete als Kernstücke des Naturschutzes – Einblicke aus dem Kanton Aargau

Der Kanton Aargau verfügt über eine beeindruckende Vielfalt an Naturschutzgebieten – von Amphibienlaichgebieten über Trockenwiesen bis zu Auen. Trotz ihrer vergleichsweise geringen Gesamtfläche tragen diese Gebiete entscheidend zur Biodiversität bei und stellen den Kanton vor anspruchsvolle Aufgaben in Pflege, Aufwertung und langfristiger Sicherung. Der Beitrag zeigt, wie Schutzgebiete im Aargau organisiert und betreut werden, welche Bedeutung insbesondere den Amphibienlebensräumen zukommt und mit welchen Herausforderungen der Naturschutz angesichts von Klimawandel, Flächendruck und Vernetzungsdefiziten konfrontiert ist.

Nicolas Bircher

Abteilung Landschaft und Gewässer, Kanton Aargau

1 Naturschutzgebiete im Kanton Aargau

Die Naturschutzgebiete im Kanton Aargau machen bei einer Kantonsfläche von rund 140 000 Hektaren einen Anteil von nur wenigen Prozenten aus. In ihrer Anzahl sind die Schutzgebiete im Aargau jedoch beachtlich (Tab. 1). Das Natur- und Heimatschutzgesetz unterscheidet dabei Biotope von nationaler, regionaler und lokaler Bedeutung. Im Aargau findet sich eine Vielzahl an nationalen Schutzgebieten – darunter die schweizweit höchste Anzahl an Amphibienlaichgebieten von nationaler Bedeutung, aber auch zahlreiche Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung.

Auf Stufe der kantonalen Richtplanung werden die Objekte der nationalen Biotopinventare in die Flächen des Auenschutzparks oder der Naturschutzgebiete von kantonaler Bedeutung integriert. Beim Auenschutzpark handelt es sich um eine Aargauer Besonderheit: Angestossen durch eine Volksinitiative trat 1994 der Verfassungsartikel § 42 Absatz 5 in Kraft. Er erteilt dem Kanton den Auftrag, innert 20 Jahren einen Auenschutzpark zu schaffen, der mindestens 1 Prozent der Kantonsfläche aufweist. Dies entspricht rund 1,5 mal der Fläche des Hallwilersees. Der Auenschutzpark Aargau besteht aus mehreren Teilgebieten entlang den Flüssen des Kantons.

Schutz und Unterhalt der beiden Gebietsklassen Auenschutzpark und Naturschutzgebiete von kantonaler Bedeutung liegt in der Zuständigkeit des Kantons. Darüber hinaus gibt es aber noch eine sehr grosse Zahl an kommunalen Naturschutzzonen in der Verantwortung der Gemeinden (Tab. 1). Der Kanton beteiligt sich finanziell an deren Kosten für Aufwertung und Unterhalt.

2 Organisation von Unterhaltsmassnahmen

Die Betreuung der zahlreichen Schutzgebiete ist mit einem hohen Koordinationsaufwand verbunden, da je nach Nutzung und Hintergrund (Geschichte, Besitzverhältnisse) des Gebiets unterschiedlichste Akteure beteiligt sind. Hierzu zählen kantonale Fachstellen, Gemeindevertreter und –komissionen, Grundeigentümer, Bewirtschafter wie Landwirte, Forstbetriebe, Zivildienstorganisationen, Umweltverbände, lokale Naturschutzvereine, das Militär auf Waffenplätzen oder Schiessanlagen, Abbaubetriebe in Grubenarealen sowie Artspezialisten, welche gezielte Massnahmen für einzelne Arten umsetzen. Damit ist die Liste aber noch längst nicht abgeschlossen.

Tab. 1. Übersicht zu den Aargauer Schutzgebieten bezüglich Schutzstatus, Typ, Anzahl Objekten und Zuständigkeit bei Schutz und Pflege.

Schutzstatus	Typ (Anzahl)	Zuständigkeit
National	Hochmoore (2) Flachmoore (26) Auengebiete (15) Amphibienlaichgebiete (129) Trockenwiesen und -weiden (115)	Kanton
Regional	Auenschutzpark (39) Naturschutzgebiete von kant. Bedeutung (485)	Kanton
Lokal	Kommunale Naturschutzzonen (3543)	Gemeinde

Um dem hohen Koordinations- und Pflegebedarf gerecht zu werden, betreibt der Kanton Aargau in Rottenschwil einen eigenen Werkhof. Im Reusstal befindet sich eine hohe Dichte an geschützten Feuchtgebieten, welche durch die Werkhofmitarbeitenden betreut und oftmals selbst gepflegt werden. Für die weiteren Schutzgebiete sind zwei Ökobüros im Rahmen eines mehrjährigen Mandates verantwortlich. Die Büros agieren dabei als zentrale Anlaufstelle für die kantonalen Naturschutzgebiete. In Rücksprache mit der Fachstelle Natur und Landschaft des Kantons planen sie die jährlichen Pflege- und Aufwertungsmassnahmen (Beispiel siehe Abb. 1), und initiieren und begleiten deren Umsetzung. Sie überprüfen und überarbeiten die Pflegepläne, beaufsichtigen die qualitative Umsetzung der Pflegemassnahmen, sorgen für die administrative Auftragsabwicklung und die dazugehörige Berichterstattung. Nebst dem direkten Kontakt mit den Bewirtschaftern und weiteren Akteuren, sind sie das Bindeglied zur Fachstelle der Abteilung Landschaft und Gewässer des Kantons Aargau.



Abb. 1. Beispiel einer Pflegemassnahme. Stark mit Schwarzdorn verbuschte Wiese vor (oben) und nach dem Eingriff (unten). (Fotos: © SKK Landschaftsarchitekten AG)



Abb. 2. Eingewachsenes Gewässer vor (links) und nach der Wiederherstellung (rechts). (© SKK Landschaftsarchitekten AG)

3 Aufwertungen am Beispiel der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung

Nebst der regulären, wiederkehrenden Pflege gilt es, die Naturschutzgebiete in ihrer Qualität und Eignung als Habitat für Flora und Fauna zu stärken und ihre Funktion bei Beeinträchtigungen (z. B. Verbuschung, Verlandung) wiederherzustellen. Dies sei hier am Beispiel von Amphibienlaichgebieten näher erläutert.

Das Inventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (IANB) beinhaltet die wertvollsten 5 bis 10 % der rund 14 000 Amphibienlaichgebiete der Schweiz (Volkart *et al.* 2024). Aktuell umfasst es 929 IANB-Objekte schweizweit. Schutz und Unterhalt dieser Objekte obliegen den Kantonen. Mit 129 Objekten verfügt der Kanton Aargau über die meisten IANB-Objekte aller Kantone und trägt damit damit überdurchschnittlich zur Erhaltung der Amphibienbestände der Schweiz bei.

Beim Erhalt dieser Gebiete stellen sich einige Herausforderungen: Aufgrund von natürlichen Sukzessionsprozessen verändern sich Amphibienlaichgebiete ständig. Dies stellt den Unterhalt vor grosse Herausforderungen und macht teilweise aufwendige Wiederherstellungsmassnahmen notwendig (Abb. 2). Zum Beispiel führt Nährstoff- und Sedimenteintrag zum raschen Zuwachsen der offenen Wasserflächen. Auch Rohbodenflächen wachsen rasch zu und der Gehölzdruck steigt schnell. Die Durchwurzelung der Lehmabdichtung der Weiher kann zudem dazu führen, dass die Gewässer undicht werden. Selbiges kann auch durch hohe Verdunstung bei längeren Trockenperioden wie beispielsweise im Sommer 2026 entstehen. Bei kompletter Austrocknung schädigen die entstandenden Risse das Gewässer meist irreversibel.

Es gilt somit nicht nur die reguläre Pflege zu beachten, sondern auch die regelmässige Instandsetzung der Gewässer in Abständen von einigen Jahren einzuplanen. Die Möglichkeit für zusätzliche Aufwertungsmassnahmen (z.B. Neuanlage von Gewässern und Kleinstrukturen) ist nebst den verfügbaren finanziellen Mitteln auch von der Grösse des Schutzgebiets abhängig. Gerade die Amphibienlaichgebiete zeigen bezüglich ihrer Grösse eine sehr hohe Variabilität. So sind dem Bestreben ein möglichst grosses Gewässerangebot zu Verfügung zu stellen je nach Gebiet andere Grenzen gesetzt.

4 Überwachung der Schutzgebietspflege durch langfristige Monitorings

Seit 1996 überwacht der Kanton Aargau die Entwicklung der Artenvielfalt in der «normalen» Landschaft mit dem Monitoringprogramm LANAG (Langfristüberwachung der Artenvielfalt in der normal genutzten Landschaft des Kantons Aargau). Die erhobenen Artengruppen umfassen Gefässpflanzen, Mollusken, Brutvögel sowie Tagfalter. Weiterführende Informationen finden sich in Kanton Aargau (2026) und in Maurer und Weber (2001).

Anhand des LANAGs lässt sich zwar die überdurchschnittlich hohe Artenvielfalt von Naturschutzgebieten und ihre Bedeutung als Arten-Hotspots zeigen. Zeitnahe Rückschlüsse auf die aktuelle Schutzgebietspflege lassen sich daraus aber kaum ableiten. Die direkte Kontrolle des Zustands der Gebiete und der Umsetzung von Massnahmen erfolgt durch die Schutzgebietsbetreuenden selbst. Daneben liefern Daten aus nationalen sowie kantonalen Wirkungs- und Erfolgskontrollen sowie aus Dauerbeobachtungen wertvolle Hinweise.

4.1 Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS)

Im Rahmen der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS; siehe auch Ecker *et al.* 2026 in diesem Band, S. 7) werden Hoch- und Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden sowie Auen von nationaler Bedeutung mittels Luftbilder vollständig kartiert und die Kantone über Zustand und Veränderungen der Gehölzdeckung und der Infrastruktur regelmässig informiert (Ginzler und Bergamini

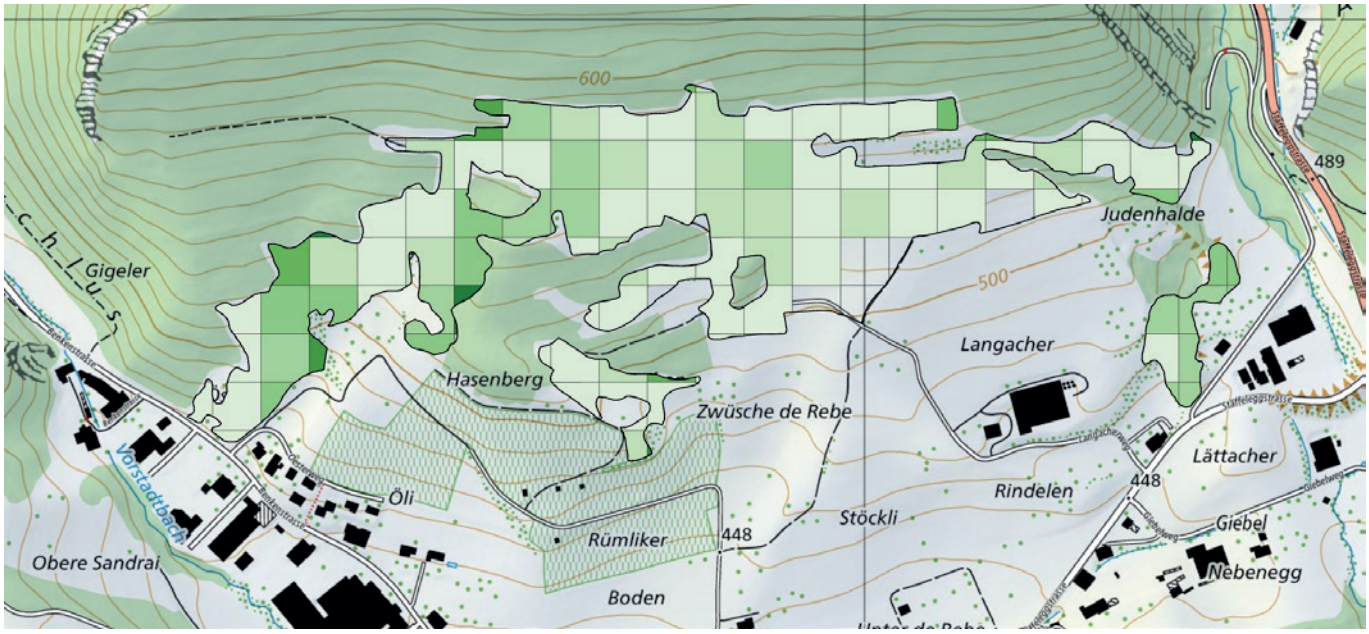


Abb. 3. Beispiel einer WBS-Auswertung hinsichtlich Gehölzdeckung, hier für die Trockenwiese von nationaler Bedeutung ‹Acheberg› nördlich von Küttigen im Jahr 2024. Je dunkler grün die Flächen gefärbt sind, desto höher ist die Deckung der Gehölze. Im Durchschnitt über alle Rasterquadrate liegt die Gehölzdeckung hier bei 7,38 %, also deutlich unter dem bei der WBS gültigen kritschen Schwellenwert von 20 %. Wäre die Gehölzdeckung grösser als 20 % würde das Objekt als Verdachtsobjekt gelten und es müsste abgeklärt werden, ob Massnahmen zur Reduktion der Gehölzdeckung notwendig sind oder nicht. (Hintergrundkarte © swisstopo)

2023; Abb. 3). Die Hinweise der WBS zu nationalen Biotopen, die sich besonders stark verändern (z. B. starke Zunahme der Gehölzdeckung) oder einen unbefriedigenden Zustand aufweisen – sogenannte Verdachtsobjekte – werden in Rücksprache mit den Gebietsbetreuenden beurteilt. Diese fachliche Beurteilung der Verdachtsobjekte durch Gebietskenner:innen ist sehr wichtig, da nur so abschliessend geklärt werden kann, ob bestimmte Veränderungen wirklich negativ sind und zusätzliche Massnahmen verlangen.

4.2 Kantonales Amphibienmonitoring

Seit 1999 betreibt der Kanton Aargau ein kantonsweites Amphibienmonitoring. Jährlich sind bis zu 100 freiwillige Mitarbeitende im Einsatz, welche rund 300 Gewässer an jeweils 3 Begehungen auf das Vorkommen der kantonalen Zielarten (Kreuzkröte, Geburtshelferkröte, Laubfrosch, Gelbbauchunke, Wasserfroschkomplex exkl. Seefrosch, Kamm- und Teichmolch) untersuchen. Der gesamte Stichprobenumfang der bekannten Amphibiengewässer hat seit Beginn des Monitorings um rund 45 % zugenommen und umfasst aktuell etwa 1500 Objekte.

Diese mittlerweile bereits 27-jährige Datenreihe wurde auch wiederholt für wissenschaftliche Zwecke ausgewertet (vgl. Moor *et al.* 2022; Moor *et al.* 2024). Aus Sicht des Naturschutzes zeigt sich, dass die durch zahlreiche Akteure erstellten Gewässer von den Amphibien gut angenommen werden. Die Anzahl Vorkommen verschiedener Zielarten wie beispielsweise des Laubfrosches oder der Gelbbauchunke haben sich über die Zeit

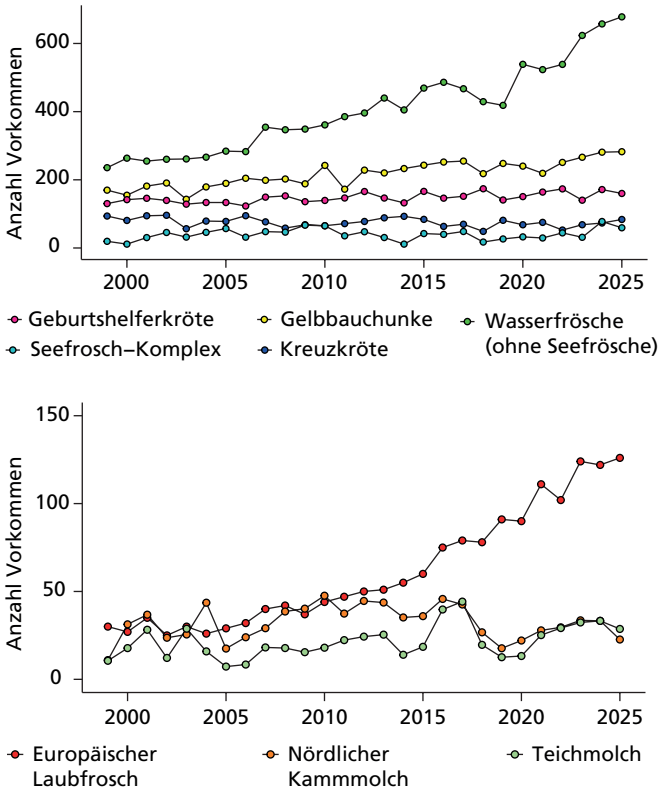


Abb. 4. Langzeitentwicklung der Anzahl Vorkommen verschiedener Amphibienarten im Kt. Aargau basierend auf den Daten des kantonalen Amphibienmonitorings. (© Kanton Aargau)

stabilisiert oder gar zugenommen (Abb. 4). Dies ist ein grosser Erfolg des Programms. Dennoch kann noch nicht von einer Erholung oder Trendumkehr bei den Amphibienbeständen gesprochen werden (siehe Ecker *et al.* 2026 in diesem Band, S. 7).

5 Herausforderungen für die Zukunft

Im Kanton Aargau hat sich die bestehende Organisation und Betreuung der Schutzgebiete bewährt. Es bleibt eine Daueraufgabe, die Qualität der Schutzgebiete zu erhalten und zu fördern. Vor dem Hintergrund des Klimawandels und den zunehmenden Nutzungsansprüchen auf gleichbleibender Fläche, stellen sich hierzu aktuell und in Zukunft verschiedene Herausforderungen.

Viele Schutzgebiete sind kleinflächig. Eine Arrondierung und Ergänzung bestehender Schutzgebiete stellt eine mögliche Lösung zum Gewinn von mehr Fläche dar. Dies stösst vielerorts aber auf viel Gegenwehr. Ein Landerwerb, welcher auch entsprechende personelle oder finanzielle Ressourcen erfordert, ist nur in wenigen Fällen möglich.

Weiter sind viele Schutzgebiete von anderen Gebieten räumlich und oft auch funktional isoliert. Der genetische Austausch und der Aufbau von Metapopulationen (Netzwerke von Populationen die Individuen und Gene austauschen) muss gestärkt werden. Der Kanton erarbeitet für gefährdete Arten, die besonders von der fehlenden Vernetzung beeinträchtigt werden, entsprechende Vernetzungskonzepte sowie Aktionspläne und setzt Massnahmen für sie um. So werden zum Beispiel Amphibien gezielt durch die Anlage von Vernetzungsgewässern auch ausserhalb der Schutzgebiete gefördert.

Der Kanton Aargau hat eine Fachgrundlage zur Ökologischen Infrastruktur – ein nationales Netzwerk an natürlichen und naturnahen Flächen – erarbeitet. Als Ergebnis zeigt diese Grundlage den Ist-Zustand an Kern- und Vernetzungsgebieten sowie die Schwerpunkträume im Aargau kartographisch auf (Möller und Wunderlin 2026). Ermittelt wurde dabei auch der Flächenbedarf, um den Rückgang der Biodiversität zu stoppen: Es zeigt sich, dass rund 18 % der Kantonsfläche als Kerngebiete bzw. 11 % als Vernetzungsgebiete ausgewiesen sein müssten. Von diesem Bedarf ist man gegenwärtig mit gut 11 % an ausgewiesenen Kern- bzw. 6 % ans Vernetzungsgebieten noch klar entfernt (vgl. Beantwortung Interpellation Pfisterer; GR.19.280).

Bei den bestehenden Schutzgebieten verfügen viele noch nicht über die aus ökologischer Sicht notwendigen Pufferzonen (vgl. BAFU 2022). Dies betrifft nicht nur die Abschirmung vor schädlichen Nährstoffeinträgen, sondern auch das hydrologische Einzugsgebiet. So kann zum Beispiel durch den Bau neuer Strassen oder Wasserfassungen, der Wasserhaushalt von Feuchtgebieten negativ beeinflusst werden (Grosvernier 2026 in diesem Band, S. 57). Auch Störungspufferzonen können wichtig sein, um bestimmte Artengruppen wie bodenbrütende Wasser- und Watvögel zu schützen. Ein klassisches Beispiel ist die Schaffung von genügend Abstand zwischen Erholungssuchenden auf und entlang Fliessgewässern und Brutstandorten des Flussregenpfeifers auf Kiesbänken.

Die Hydrologie der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete verändert sich aufgrund des Klimawandels schon heute spürbar mit einschneidenden Konsequenzen für die Qualität der Schutzgebiete und deren zukünftigen Pflege. Grosse Hitze und lange Trockenphasen wie im Sommer 2026 führten vielerorts zu einem Austrocknen von Teichen und Tümpeln. In Fällen von mit Lehm abgedichteten Gewässern sind die entstandenene Schäden (tiefe Risse) meist irreversibel. Zukünftig und in Erwartung einer Häufung solcher extremen Witterungsverhältnisse sind Materialisierung, Ausgestaltung und Standortwahl von Nassstellen neu zu denken. Beispielsweise sind bewusst Abdichtungen mittels Bentonitmatten, Beton und/oder Folien, tiefere und/oder grössere Gewässer mit entsprechend grossem Wasserrückhaltevolumen sowie Orte mit zumindest teilweiser Beschattung zu wählen.

6 Literatur

BAFU (Hrsg.) (2022) Stand der Umsetzung der Biotopinventare von nationaler Bedeutung. Kantonsumfrage 2021. Bern: Bundesamt für Umwelt.

Ecker K.T., Boch S., Pichon N.A., Bedolla A., Ginzler C., Moser T., Schmidt B.R., Seiler H., Bergamini A. (2026) Erfolge und Herausforderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung der Schweiz. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 7–15. *doi.org/10.55419/wsl:44627*

Ginzler C.; Bergamini A. (2023) Veränderung in den Biotopen von nationaler Bedeutung mit Luftbildern frühzeitig erkennen. Hotspot 47: 30–31

Grosvernier P. (2026) Changement d'échelle pour la mise en oeuvre de zones-tampon hydrologiques autour des marais en Suisse. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 57–63. *doi.org/10.55419/wsl:44633*

Kanton Aargau (2026) Langfristüberwachung der Artenvielfalt in der Normal- landschaft des Kantons Aargau (LANAG) – Resultate 2025. Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau.

Maurer R., Weber D. (2001) Successful Biodiversity Monitoring at a Regional Scale: The Example of the Canton-Aargau, Switzerland. In: Matouch S., Sauberer N. (eds.). Predicting Biodiversity in European Landscapes. Vienna: Austrian Netnode Biodiversity Research.

Möller J., Wunderlin J. (2026) Fachgrundlage Ökologische Infrastruktur: Ein Werkzeug für die Biodiversität. Umwelt Aargau 101: 43–50.

Moor H., Bergamini A., Holderegger R., Vorburger C., Bühler C., Bircher N., Schmidt B. (2024) Wie muss eine ökologische Infrastruktur für Amphibien aussehen? N+L Inside 3, 24: 22–25

Moor H., Bergamini A., Vorburger C., Holderegger R., Egger S., Schmidt B.R. (2022) Bending the curve: Simple but massive conservation action leads to landscape-scale recovery of amphibians. PNAS 119: 1–8. e2123070119

Volkart G., Hedinger C., Bonnard L., Bauer L., Jöhl R., Urech M., Tobler U. (2024) Biotope von nationaler Bedeutung. Bern: BAFU.

Abstract

Conserving Protected Areas in the Canton of Aargau: Management, Monitoring, and Future Challenges

The Canton of Aargau contains numerous protected areas. Cantonal authorities are responsible for the management of habitats of national and cantonal importance. In addition to its own maintenance services, the canton commissions several environmental consultancies to coordinate habitat management. Despite regular maintenance measures, periodic restoration works, such as the restoration of water bodies, are essential to ensure that protected areas continue to function as habitats for flora and fauna.

Alongside supervision by site managers, additional measures such as effectiveness assessments, success evaluations, and long-term monitoring programs support the detection of trends in habitat quality and populations dynamics. Small habitat size and insufficient ecological connectivity, changes in hydrological regimes caused by climate change, and the lack of ecological buffer zones pose significant challenges for maintaining the quality of protected areas in the future.

Keywords: protected areas, habitat management, ecological monitoring, biodiversity conservation, climate change, Canton of Aargau

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Changement d'échelle pour la mise en oeuvre de zones-tampon hydrologiques autour des marais en Suisse

Quelle est la largeur d'une zone-tampon hydrologique efficace autour d'un marais ? Aucune réponse applicable n'a pu être donnée à cette question en Suisse jusqu'à récemment, alors que les marais y sont strictement protégés depuis plus de 35 ans et que leur état se dégrade continuellement. Pour contourner cet obstacle, il a fallu développer une démarche simplifiée mais plausible, désignée par « espace marais », pour changer de perspective et passer d'un concept de bandes de protection de largeur fixe à des espaces géomorphologiques et hydrologiques fonctionnels englobant des bassins versants entiers. Il est en effet primordial de comprendre le fonctionnement hydrologique du biotope en question dans son intégralité et de tenir compte des compartiments paysagers avec différentes formes de bassins versants garantissant un approvisionnement suffisant en eau.

Philippe Grosvernier

LIN'eco, écologue conseil, Reconvilier

1 Introduction

1.1 Des biotopes dépendants d'apports suffisants en eau

Qu'ils soient dits hauts, bas ou de transition, les marais sont, par définition, des zones humides. Pour assurer leur maintien et leur développement, il faut que leur bilan hydrique présente des apports d'eau permettant de compenser en permanence les pertes en eau du système, notamment par drainage ou évaporation. Leur approvisionnement en eau est assuré soit par les précipitations, soit par ruissellement ou percolation, ou encore par des sources, cours d'eau ou lacs, ou leur combinaison. Pour assurer une alimentation permanente, ces apports d'eau doivent être suffisamment abondants et bien répartis sur l'ensemble de l'année, ce qui est rarement le cas, surtout pour les précipitations. Ces milieux sont par conséquent très sensibles aux changements climatiques mais également aux modifications et perturbations du régime local des eaux dans leur environnement. Pour empêcher que ces changements ne portent atteinte au régime hydrologique des marais, des mesures de protection et de gestion des ressources en eau sont nécessaires dans les surfaces environnantes déterminantes pour l'approvisionnement en eau des marais.

1.2 Des biotopes strictement protégés mais dont l'état continue de se détériorer

Les biotopes marécageux d'importance nationale sont strictement protégés en Suisse. Les buts visés par la protection légale, selon l'art. 4 de l'ordonnance sur les hauts-marais (RS 451.32, ci-après : OHM) et de l'ordonnance sur les bas-marais (RS 451.33, ci-après : OBM), stipulent que les marais doivent être conservés intacts. Pour ce faire, les cantons doivent non seulement fixer les limites précises de chaque objet des inventaires mais également délimiter des zones-tampon suffisantes du point de vue écologique. Ils veillent en outre à ce que le régime local des eaux soit maintenu et, si cela favorise la régénération du marais, amélioré (art. 5. al. 1. lettre e OHM et lettre g OBM).

La notion de « zones-tampon suffisantes du point de vue écologique » a été clarifiée sans ambiguïté par le Tribunal fédéral (ATF/BGE 124 II 19 de 1997). Cet arrêté, qui fait jurisprudence, précise qu'une zone-tampon suffisante du point de vue écologique doit en principe comprendre les surfaces nécessaires pour assurer diverses fonctions et notamment une zone-tampon hydrologique, dans laquelle aucune modification du régime hydrique susceptible de compromettre l'approvisionnement en eau nécessaire à la conservation des marais n'est tolérée.

Les résultats du suivi des biotopes marécageux (Klaus 2007; Küchler *et al.* 2018; Bergamini *et al.* 2025) ont démontré que les marais subissaient une dégradation progressive importante de leur qualité. Ils ont également permis d'établir que l'assèchement était la cause première des modifications constatées.

Or, pour être résilients et faire face tant aux changements climatiques qu'aux modifications de la circulation des eaux dans leur environnement géomorphologique, les marais qui subsistent encore ont un grand besoin d'eau.

2 Espace marais – Une démarche novatrice

2.1 Principes de base

L'idée maîtresse pour les biotopes marécageux, zones humides et donc tributaires d'un apport d'eau permanent, est qu'ils ne sont pas des îlots de végétation particulière distribués au hasard dans le paysage mais qu'au contraire, ils sont ancrés dans la géomorphologie et dans les zones de décharge des circulations d'eau locales, intermédiaires ou régionales (fig. 1). Même les hauts-marais, pourtant réputés alimentés uniquement par l'eau de pluie, dépendent souvent des eaux souterraines, du fait qu'ils se sont formés par-dessus des bas-marais (Steiner et Grünig 1997; Bertrand et Hunkeler 2018; observations personnelles). Il suffit pour s'en rendre compte de sonder les sols des hauts-marais pour y découvrir les couches profondes le plus souvent constituées de restes de végétation de bas-marais. Cela suppose de comprendre d'où vient l'eau, par où elle a circulé, de quelle manière elle entre dans un biotope marécageux, le traverse et par où elle en ressort. C'est ce que permet d'appréhender le concept « espace marais » (Grosvernier *et al.* 2018) désormais appliqué par l'OFEV à l'ensemble des biotopes marécageux d'importance nationale (Caduff *et al.* 2025).

Un autre aspect fondamentalement important est que, pour des raisons historiques, la Suisse compte deux inventaires différents, d'une part pour les hauts-marais et marais de transition, d'autre part pour les bas-marais. Cependant, ces inventaires se fondent sur les communautés végétales et ne répertorient que les surfaces à végétation caractéristique de marais. En quelque sorte, il ne s'agit là que de la pointe de l'iceberg. Or les hauts-marais, marais de transition et bas-marais ne se résument pas à leur simple surface de végétation. Ils sont aussi très souvent étroitement imbriqués et s'influencent mutuellement, si bien qu'une séparation de ces deux types de biotopes marécageux est dénuée de sens du point de vue éco-hydrologique.

Il est donc absolument nécessaire, avant de délimiter une zone-tampon hydrologique, de redéfinir les limites des objets dans le sens d'une biogéocénose (fig. 2) selon Gobat *et al.* (2010). Si l'on veut pouvoir conserver la végétation caractéristique figurant dans les inventaires (la pointe de l'iceberg), il faut en effet s'assurer du bon fonctionnement des biogéocénoses (l'iceberg complet, avec sa partie immergée), soit de l'ensemble fonctionnel constitué de la végétation caractéristique de marais et des surfaces reposant sur des sols tourbeux, paratourbeux ou organiques qui forment l'entité géomorphologique et qui doit être suffisamment approvisionné en eau.

Lors de la délimitation de la biogéocénose (fig. 3), sont pris en considération :

- les périmètres et unités de végétation cartographiés dans les inventaires fédéraux
- les meilleures bases cartographiques détaillées existantes, établies par les cantons, de la végétation et des sols tourbeux, paratourbeux ou organiques.

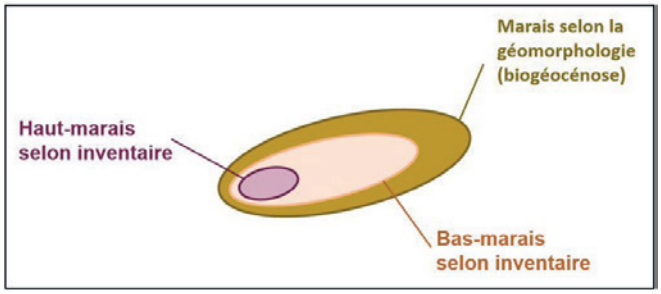


Fig. 2. Complexe de biotopes marécageux, ici objets d'inventaires, formant, avec les sols tourbeux, paratourbeux ou organiques, une entité fonctionnelle appelée biogéocénose.

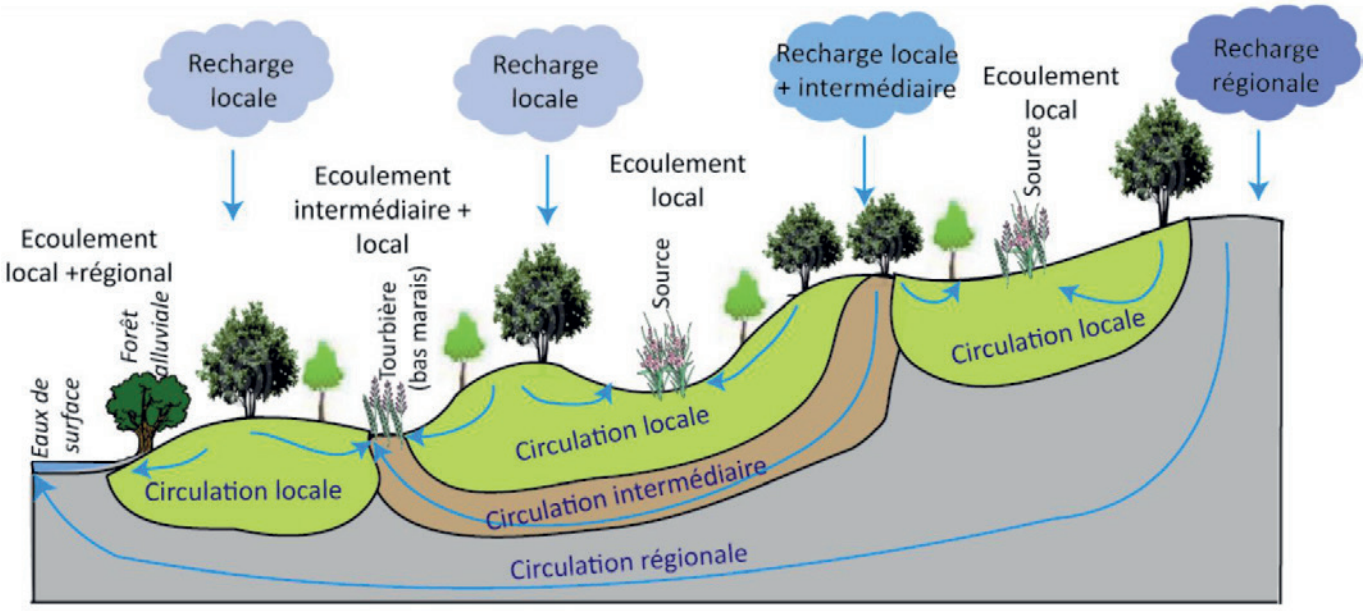


Fig. 1. Circulations d'eau locales, intermédiaires et régionales (Bertrand et Hunkeler 2018).

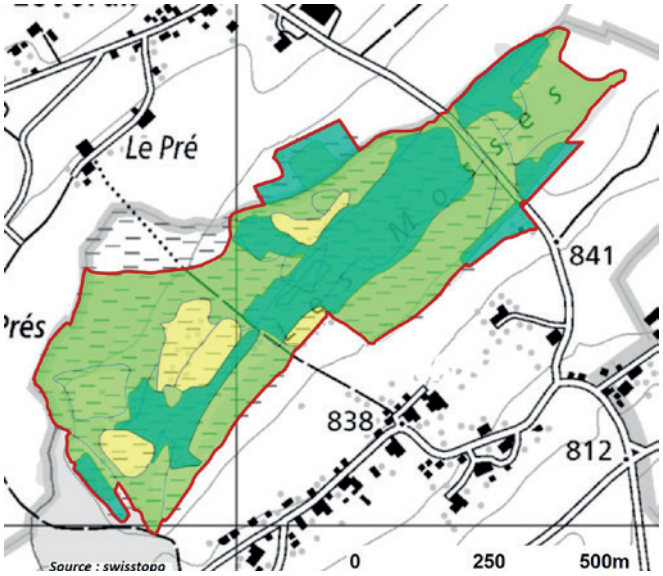


Fig. 3. Délimitation d'une biogéocénose marécageuse regroupant les surfaces de végétation de haut-marais et marais de transition (en vert clair et en jaune) et de bas-marais (en vert foncé). La zone de contact (en vert clair), figurée pour la plupart des objets de l'inventaire des hauts-marais et marais de transition, constitue souvent une bonne approche de la notion de biogéocénose. Fond de carte: swisstopo. Biotopes: OFEV.

En règle générale, la notion de biogéocénose marécageuse est basée sur une surface présentant une couche continue de sol tourbeux, paratourbeux ou organique. La délimitation tient toutefois également compte du cloisonnement paysager et hydrologique : les lignes de séparation des eaux, les cours d'eau et les arêtes de versants constituent ainsi le plus souvent une limite topographique entre deux biogéocénoses ou la limite extérieure d'une biogéocénose donnée.

La délimitation d'une biogéocénose constitue ainsi une approche unifiée du concept de « zone de contact » selon Küttel (1998), dont sont parties intégrantes et étroitement dépendantes les surfaces de végétation de marais cartographiées dans les inventaires. Elle forme également la première des étapes de travail de la démarche « espace marais » (voir Box 1).

2.2 Périmètre hydrologique indicatif

Dans le cadre d'un projet pilote du Plan d'action Biodiversité (OFEV 2017), la Confédération a fait calculer automatiquement, c'est-à-dire par SIG et sans vérification des résultats sur le terrain, une première approche de l'espace marais pour tous les biotopes marécageux d'importance nationale. Ce produit correspond uniquement

Box 1. Étapes de travail selon « espace marais »

Le processus itératif de la réflexion proposée par le concept d'espace marais suit les étapes suivantes (plus de détails sous www.marais.ch en français et en allemand) :

1. Délimitation d'une biogéocénose
2. Caractérisation de types de bassins versants
   Calcul par SIG du bassin versant topographique de cette biogéocénose et subdivision en sous-bassins, selon que l'eau s'écoule par ruissellement directement dans la biogéocénose ou qu'elle rejoigne un cours d'eau (quatre types selon le degré d'incision du lit du cours d'eau), lequel approvisionne ensuite la biogéocénose.
3. Caractérisation de types hydrologiques de marais
   Subdivision des biogéocénoses selon leurs types hydrologiques (unités fonctionnelles homogènes du point de vue du mode de l'approvisionnement en eau) selon Steiner et Grünig (1997).
4. Perturbations du régime de l'eau
   Identification des perturbations potentielles telles que fossés de drainage, cours d'eau rectifiés ou mis sous tuyau et routes, que ce soit dans la biogéocénose ou dans les bassins versants et ourlets sensibles.
5. Relevé de terrain
   Vérification des limites des biogéocénoses, des types de bassins versants et des perturbations potentielles.
6. Adaptations
   Adaptations dans le SIG des limites aussi bien des biogéocénoses que des bassins versants en fonction des observations de terrain.
7. Carte de synthèse des résultats (voir fig. 4)

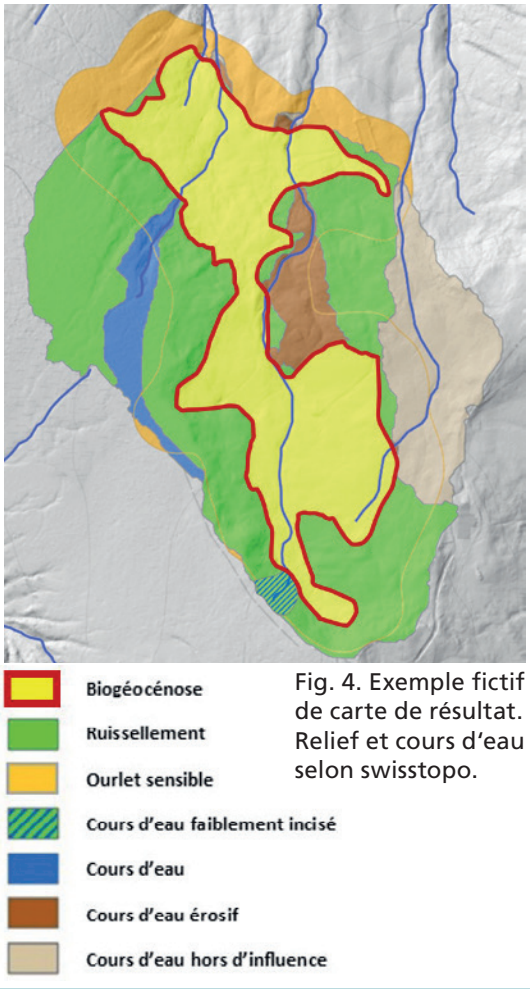


Fig. 4. Exemple fictif de carte de résultat. Relief et cours d'eau selon swisstopo.

aux deux premières étapes de travail de la démarche « espace marais » (voir Box 1 ci-dessus) et est désigné comme « périmètre hydrologique indicatif ». Il définit un espace du territoire qui doit servir à la détection précoce de tout projet susceptible de modifier l'approvisionnement en eau des biotopes concernés. Il constitue en quelque sorte une forme de « centrale de tri » pour évaluer en amont d'un projet si et dans quelle mesure celui-ci est susceptible d'avoir un impact et, lorsque cela s'avère nécessaire, de planifier le plus tôt possible ce qui doit être étudié de manière plus approfondie. Ce n'est donc pas un périmètre dans lequel tout viendrait à être interdit. Au contraire, bon nombre de projets peuvent être réalisés sans aucune contrainte, même s'ils se trouvent dans le périmètre hydrologique d'un biotope.

Il faut également relever que ces périmètres permettent d'identifier de potentielles atteintes existantes et, dans le cas où celles-ci sont avérées, de saisir toute opportunité pour y remédier.

Enfin, hors de ce périmètre, il peut être admis qu'un projet quel qu'il soit n'aura pas d'incidence sur le fonctionnement hydrologique des biotopes.

2.3 Périmètre hydrologique consolidé

Avant de pouvoir être mis en œuvre, un périmètre hydrologique indicatif tel que défini sous 2.3 doit cependant faire l'objet d'une phase de consolidation qui passe par une vérification des données sur le terrain. En effet, le périmètre calculé automatiquement est sujet à un certain nombre de biais dus à la qualité des données de base (limites approximatives de la végétation marécageuse, erreurs d'interprétation du réseau hydrographique, etc.).

Dans la plupart des cas, la prise en compte des particularités géomorphologiques, notamment eu égard aux circulations d'eau supposées souterraines et non pas de surface ainsi que la correction des imprécisions et incertitudes liées au réseau hydrographique de swisstopo, permettent de réduire les dimensions du périmètre hydrologique indicatif, ce dernier correspondant grosso modo au bassin versant topographique des biogéocénoses concernées et des cours d'eau associés, sans autres considérations.

2.4 Zone-tampon hydrologique

La démarche « espace marais » complète ne produit pas directement une zone-tampon hydrologique mais elle fournit des bases cohérentes et plausibles pour distinguer ce qui relève de la gestion intégrée des bassins versants de cours d'eau et ce qui relève de la définition d'une zone-tampon pour les compartiments approvisionnés en eaux de surface ou souterraines.

Enfin, la diversité des types de projets pouvant impacter le régime des eaux est très grande. Cela va par exemple du simple garage individuel au vaste système de drainage, en passant par l'effet imperméabilisant et de détournement des eaux par des routes et chemins, le captage de sources, la rectification ou le détournement de cours d'eau. L'impact de chaque projet va également fortement varier en fonction de sa position dans le périmètre hydrologique. Il en résulte que toute généralisation de prescriptions de protection en matière d'hydrologie dans un périmètre donné est très souvent inadaptée. Chaque projet doit par conséquent être évalué individuellement selon sa situation spécifique, ses caractéristiques techniques et en fonction des informations fournies par la démarche « espace marais ».

2.5 Une « boîte à outils » pour la gestion des ressources en eau des marais

L'équipe transdisciplinaire du projet pilote soutenu par l'OFEV et les cantons (Grosvernier *et al.* 2018) s'est attelée à développer un ensemble d'outils pratiques qui permettent :

- d'aller au-delà de la délimitation de la seule végétation caractéristique de marais, par trop restrictive en matière de fonctions hydrologiques, en redéfinissant l'objet à protéger sous forme d'une biogéocénose incluant aussi bien les hauts- que les bas-marais, ainsi que les sols tourbeux ou paratourbeux qui forment l'objet géomorphologique en tant qu'entité fonctionnelle (selon art. 4 OHM et OBM) ;
- d'identifier sommairement d'où vient l'eau indispensable au fonctionnement de cette biogéocénose ;
- d'identifier à quels types hydrologiques cette biogéocénose appartient (Steiner et Grünig 1997) en tenant compte de la topographie, de la géomorphologie, du réseau hydrographique et des types de sols ;
- de définir un périmètre hydrologique correspondant dans lequel toute modification du régime local des eaux doit être soumise à un examen de ses conséquences sur la conservation des biogéocénoses marécageuses.

Selon les informations complémentaires à disposition, il est aussi possible d'aller un peu plus loin et :

- d'identifier les modifications qui ont été apportées au fil du temps au régime local des eaux par exemple par détournement de cours d'eau, captage de sources, drainage, pompage etc. et qui privent aujourd'hui les marais d'un approvisionnement suffisant en eau ;
- d'identifier par ce biais les causes principales de l'assèchement qui affecte les marais, les modes d'exploitation agricole ne représentant qu'un « traitement de surface », certes important, mais moins déterminant qu'il n'y paraît a priori ;
- d'envisager des mesures de régénération pour restaurer un régime hydrique favorable, condition sine qua non de la conservation des surfaces à végétation de marais inscrites dans les inventaires.

Les produits de la démarche sont :

- Une délimitation correcte et complète de la biogéocénose, englobant les bas-marais, les hauts-marais et leur zone de contact.
- Une caractérisation des différents types de bassins versants.
- Un périmètre hydrologique consolidé (sans biais lié aux imprécisions des données de base).
- Une évaluation des principales perturbations existantes du régime local des eaux affectant la biogéocénose.
- Des propositions d'études d'approfondissement pour les questions restées ouvertes, par exemple en ce qui concerne les circulations d'eau souterraines, l'influence de captages de sources, ou encore celle de routes ou chemins susceptibles de détourner une partie des flux d'eau devant normalement s'écouler en direction d'une biogéocénose donnée.

Tout nouveau projet peut dès lors être évalué quant à ses impacts potentiels sur le régime local des eaux en suivant les étapes décrites ci-dessus et si nécessaire, être adapté pour ne pas perturber la biogéocénose.

3 Exemple d'application à l'évaluation d'un captage de source

3.1 Périmètre hydrologique indicatif vs périmètre consolidé

Une demande de recaptage d'une source a été déposée auprès d'un canton. Cette source se situe dans un ensemble de biotopes marécageux de haut-marais et de bas-marais (fig. 5a). Afin d'évaluer les impacts potentiels d'un recaptage sur le régime local des eaux, les limites de la biogéocénose et du périmètre hydrologique indicatif (fig. 5b) ont été vérifiées sur le terrain. Une partie de la zone de contact du haut-marais incluait une surface de forêt qui n'appartient pas à l'écosystème haut-marais. Elle a été exclue de la biogéocénose à prendre en considération. A l'inverse, des biotopes marécageux d'importance régionale, cartographiés en détail par le canton, ont été inclus à la biogéocénose avant de recalculer un périmètre hydrologique consolidé (fig. 5c).

3.2 Evaluation de l'incidence probable d'un recaptage de source

La biogéocénose a été subdivisée en 5 objets partiels selon leurs types hydrologiques respectifs, en tenant compte notamment des lignes de flux de surfaces, de critères géomorphologiques et des types de végétation en présence. La source en question se situe au sud-est de la biogéocénose dans l'objet partiel délimité en rouge à la figure 6. L'approvisionnement en eau des biotopes de cet objet partiel se fait par émergence d'eau souterraine à partir des vallums morainiques qui forment les limites de la biogéocénose. Cette eau ruisselle du sud vers le nord avant de bifurquer brusquement vers l'ouest à la faveur d'un bourrelet morainique qui fait barrage. En l'absence de captage, les eaux de la source s'écouleraient directement dans un ruisseau qui est alimenté par l'ensemble des eaux de ruissellement en provenance de toute la zone marécageuse et qui sortent de cette dernière à quelques dizaines de mètres de là. L'impact du captage de cette source a donc pu être évalué comme sans incidence sur l'approvisionnement en eau du biotope marécageux.

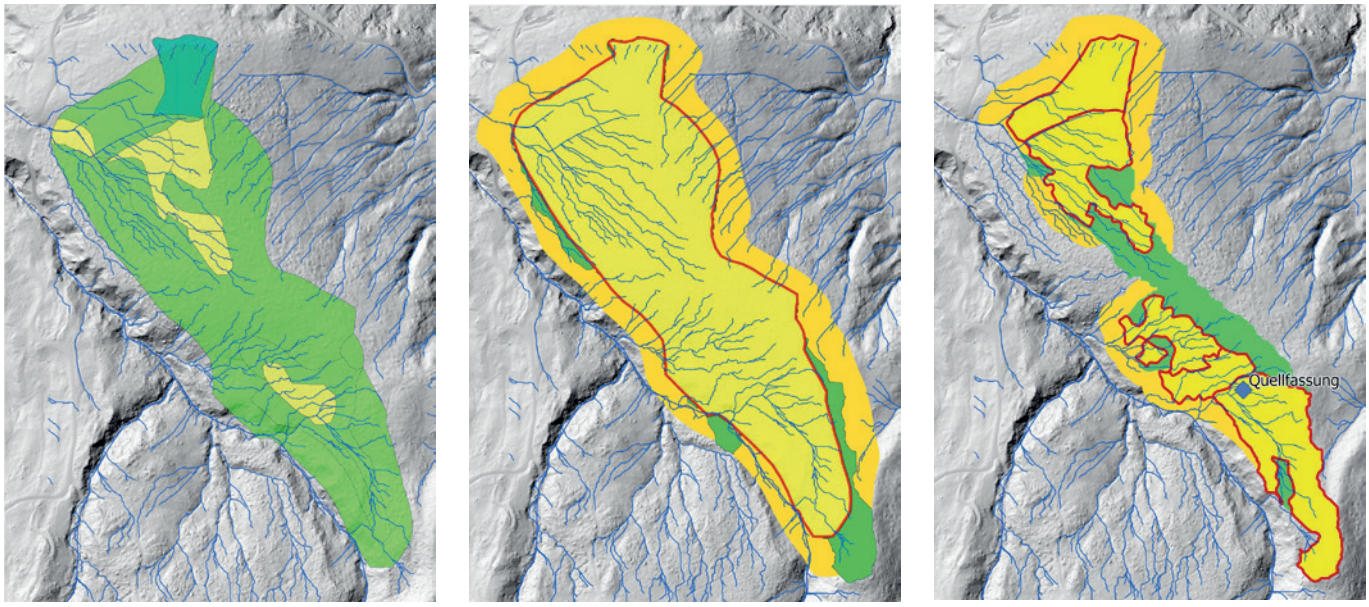


Fig. 5. a) Surfaces de biotopes selon les inventaires fédéraux avec les surfaces de végétation de haut-marais et marais de transition (en jaune), de bas-marais (en vert foncé) et la zone de contact (en vert clair). b) Biogéocénose (jaune avec contour rouge) regroupant l'ensemble des surfaces (jaunes, vert clair et vert foncé) selon les inventaires fédéraux et périmètre hydrologique indicatif: approvisionnement en eau par ruissellement (vert); ourlet sensible (orange) c) Biogéocénose effective et périmètre hydrologique consolidé après vérification sur le terrain (mêmes couleurs que figure 5b). Relief et cours d'eau selon swisstopo.

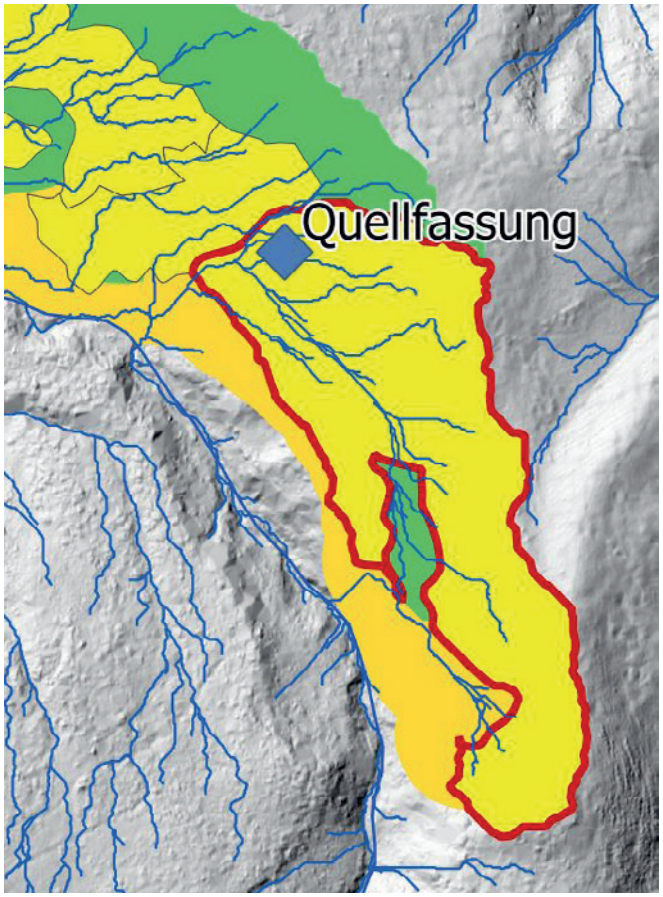


Fig. 6. Sud-est de la biogéocénose avec une source (losange bleu « Quellfassung ») dans l'objet partiel délimité en rouge. Biogéocénose (jaune) et périmètre hydrologique consolidé : approvisionnement en eau par ruissellement (vert) ; ourlet sensible (orange). Relief et cours d'eau selon swisstopo.

4 Conclusions et perspectives

4.1 Penser comme un marais

Les résultats fournis par la démarche « espace marais » constituent un modèle d'une situation donnée. En réduisant la complexité de la réalité du terrain, en admettant une certaine marge d'interprétation des résultats, le modèle délivre une base plausible et accessible à la compréhension du plus grand nombre. Après quelques années de mise en œuvre et d'utilisation, force est de constater que les résultats produits par ce processus de réflexion ont permis d'entrer en dialogue de façon crédible avec les propriétaires fonciers et les exploitants des biotopes marécageux de manière à intégrer leur connaissance intime du terrain et de se mettre ensemble à « penser comme un marais ! » (Joosten 1993). Ce n'est qu'en abordant ce dialogue avec humilité mais fermeté, en s'appuyant sur la démarche « espace marais » pour confronter les points de vue et en dégager une vision commune, qu'il devient possible de définir, plus que de délimiter, ce que l'on entend par une zone-tampon hydrologique.

4.2 Un processus itératif et collaboratif

Le concept « espace marais » consiste en une démarche structurée permettant d'appréhender et de réduire la complexité des questions qui a longtemps empêché toute tentative de délimiter des zones tampons hydrologiques, et cela sans y consacrer nécessairement des études approfondies.

En tenant compte non seulement de la végétation à conserver selon les périmètres inscrits dans les inventaires fédéraux, mais également de la topographie, de la géomorphologie, du réseau hydrographique et des types de sols, informations disponibles en général sous forme de cartes SIG, la démarche proposée fournit un ensemble d'outils d'aide à la décision pour délimiter une zone-tampon hydrologique. Elle permet de déterminer les bassins versants importants pour le régime hydrologique des marais, afin de définir des zones de prévention appropriées et de prendre des mesures qui empêchent l'assèchement des biotopes marécageux, abordés sous forme de biogéocénoses.

Le résultat se présente sous la forme d'une carte des zones d'influence hydrologique dont la délimitation n'est pas exacte mais donne une indication plausible des zones dans lesquelles toute modification du régime hydrique susceptible de compromettre l'approvisionnement en eau nécessaire à la conservation des marais doit faire l'objet d'un examen approfondi avant d'être autorisée.

En ce sens, cette approche permet un renversement du fardeau de la preuve : il appartient à l'auteur d'un projet (construction de route, drainage etc.) planifié dans les périmètres hydrologiques définis autour d'un biotope marécageux de démontrer que ce projet n'aura pas d'impact sur le bilan hydrique des marais. Responsables de la protection des marais, les cantons ont désormais à disposition un instrument qui leur permet de veiller au respect des bases légales en vigueur. En définissant des zones-tampon hydrologiques autour des biotopes marécageux à l'aide des outils développés dans le cadre d'espace marais, ils ont l'assurance qu'elles seront reconnues par l'OFEV, même s'il ne s'agit pas d'une méthode unique ni obligatoire.

5 Remerciements

Le concept « espace marais » a été développé dans le cadre du projet pilote : Maintien des ressources en eaux dans le bassin versant des biotopes marécageux d'importance nationale, mis en oeuvre dans le cadre du programme pilote « Adaptation aux changements climatiques », soutenu par l'Office fédéral de l'environnement OFEV et les cantons AG BE FR GE GR JU LU NE OW SG TI UR VD VS ZG ZH.

L'application du concept à tous les biotopes marécageux d'importance nationale a été effectuée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), dans le cadre du projet pilote A2.1 du Plan d'action pour la Stra-

tégie Biodiversité Suisse (PA SBS) : « Atténuation des changements climatiques : une utilisation durable est bonne pour les marais suisses ».

6 Bibliographie

Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., … (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS): Zustand und Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174: 207 S. *doi.org/10.55419/wsl*:40802

Bertrand G., Hunkeler D. (2018) Ecosystèmes dépendants des eaux souterraines en Suisse : Synthèse des connaissances sur les processus hydro-écologiques et classification des écosystèmes – Rapport technique. Script. Neuchâtel: Centre d'Hydrogéologie et de Géothermie de Neuchâtel (CHYN), Université de Neuchâtel; Berne: Office fédéral de l'environnement (OFEV). 82 pp.

Caduff U., Gsteiger P., Grosvernier Ph., Montavon C. (2025) Détermination de bassins versants topographiques et de périmètres hydrologiques indicatifs pour les hauts- et bas-marais d'importance nationale. Rapport rédigé sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement OFEV, Division Biodiversité et paysage, Section Politique de la biodiversité, Berne. 25 pp. et annexes.

Fretwell J.D., Williams J.S. and Redman P.J. (1996) National Water Summary on Wetland Resources. US Geological Survey Water Supply Paper 2525. In: Maltby E., Barker T. (eds) (2009) The Wetlands Handbook, Blackwell Publishing.

Gobat J.-M., Aragno M., Matthey W. (2010) Le sol vivant. Bases de pédologie – Biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes. 817 pp.

Grosvernier Ph. (réd.), Contesse E., Montavon C., Pottier Y., Gsteiger P., Mani P., … (2018) Maintien des ressources en eau dans le bassin versant des biotopes marécageux d'importance nationale – Rapport de synthèse. Script. Berne: OFEV. 27 pp.

Joosten H. (1993) DENKEN WIE EIN HOCHMOOR: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. TELMA 23: 95–115.

Klaus G. (réd.) (2007) Etat et évolution des marais en Suisse. Résultats du suivi de la protection des marais. Etat de l'Environnement n° 0730. Berne: OFEV.

Küchler M., Küchler H., Bergamini A., Bedolla A., Ecker K., Feldmeyer-Christe E., … (2018) Moore der Schweiz – Zustand, Entwicklung, Regeneration. Bristol-Schriftenreihe 55. Berne: Haupt. 258 S.

Küttel M. (1998) Importance juridique et écologique de la zone de contact de l'inventaire des hauts-marais. Manuel Conservation des marais en Suisse, Vol. 1, 4.1.4. Berne: OFEFP. 5 pp.

OFEV (2017) Plan d'action du Conseil fédéral 2017 : Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse. Berne: OFEV. 53 pp.

Steiner G.M., Grünig A. (1997) Les types hydrologiques de marais en Suisse. Manuel de Conservation des marais en Suisse, Vol. 1, 3.1.1. Berne: OFEFP. 21 pp.

Abstract

Upscaling the implementation of hydrological buffer zones around mires in Switzerland

How wide should an effective hydrological buffer zone be around a mire? In Switzerland, where mires have been strictly protected for over 35 years while their state is still steadily deteriorating, there has been no workable answer to this question up to recently. To overcome this obstacle, we had to develop a user friendly yet plausible approach, known as "espace marais" ("mire space"), in order to shift perspective and move away from a concept of protective strips of a given width towards functional geomorphological and hydrological spaces encompassing entire catchment areas. It is essential to understand the hydrological functioning of the whole biotope and to take into account the landscape compartments - comprising various types of watersheds - that ensure an adequate water supply.

Keywords: mires, buffer zones, hydrology, catchment areas, water supply

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Naturschutzplanung im Klimawandel: Gutes Design ist zentral

Der Naturschutz hat gelernt, Flächen mit hohem Schutzwert zu sichern. Im Klimawandel genügt dies nicht mehr: Flächen, die wir heute schützen, werden schon in näherer Zukunft neue Arten beherbergen, und manche Zielarten des Schutzes auf diesen Flächen werden verschwinden. Wie können wir Naturschutz so planen, dass der Schutz auch im Klimawandel bestehen bleibt? Die Beantwortung dieser Frage verlangt einen klaren Schwerpunkt – es braucht gutes Design für die Planung des Naturschutzes.

Niklaus E. Zimmermann
und Philipp Brun

Eidg. Forschungsanstalt WSL,
Birmensdorf

1 Naturschutz im Klimawandel – drei Bruchstellen

Die Problematik kann an einem Flachmoor illustriert werden, das in den 1990er-Jahren ins Bundesinventar der Biotope von nationaler Bedeutung aufgenommen wurde (Schweizerischer Bundesrat 1994). Es ist korrekt abgegrenzt und wurde seither fachlich einwandfrei gepflegt: gemäht zur richtigen Zeit, Nährstoffeinträge reduziert, Entwässerungsgräben rückgebaut, wie in der bundesrätlichen Verordnung von 1994 festgelegt. Die Schutzziele betreffen dieselben Arten wie vor dreissig Jahren. Viele sind noch da, einige aber nicht mehr. Nicht, weil etwas falsch gemacht wurde, sondern weil sich im Klimawandel der Wasserhaushalt und das Temperaturregime verändert haben, trotz naturschutzkonformer Bewirtschaftung. Das Objekt ist zwar geschützt, aber der Schutz greift nicht mehr wie ursprünglich geplant.

Solche Fälle sind heute vielleicht noch selten, sie werden aber rasch zunehmen. Der extreme Trockensommer 2026 hat aufgezeigt, dass Arten unter zunehmend extremeren Bedingungen lokal immer häufiger sterben. Die Sommertemperaturen von 2026 und die damit verbundene Trockenheit liegen weit ausserhalb der bis ca. 1990 beobachteten Bandbreite, und sind selbst für die Periode 1990–2026 weit über dem Durchschnitt. Gemäss Klimaprognosen wird der Sommer 2026 aber in einer um 3 °C wärmeren Welt (3 °C-Welt) als ganz normaler, durchschnittlicher Sommer gelten. Und wenn der heute beobachtete Erwärmungs-Trend anhält, erreichen wir diese Welt leider sehr bald (Abb. 1). Der Klimawandel und die damit verbundene, rasche Veränderung brechen die klassische Naturschutzplanung an drei Stellen auf.

Räumlich. Schutzgebiete sind ortsfest, Arealgrenzen von Arten und Habitaten sind es nicht, vor allem nicht im Klimawandel. Viele Arten verschieben ihre Verbreitung in die Höhe (Lenoir *et al.* 2008; Adde *et al.* 2024) und nach Norden (Parmesan und Yohe 2003), und sie tun es unterschiedlich schnell. Andere Arten bewegen sich aber auch entgegen der Hauptrichtung (Rumpf *et al.* 2018). Die Schweiz hat zur Bewältigung dieser Herausforderung sowohl günstige als auch ungünstige Voraussetzungen: Die ausgeprägten Höhengradienten und die damit einhergehende Klimavielfalt sind ein Vorteil, weil grosse klimatische Unterschiede auf kurzen räumlichen Distanzen vorkommen. Eine Höhenverschiebung um wenige hundert Meter ersetzt eine Verschiebung der geographischen Breite um hunderte Kilometer. Für Arten der höchsten Lagen ist derselbe Gradient eine Falle: Oberhalb der Gipfel gibt es keinen Ausweichraum, und die Fläche pro Höhenstufe nimmt nach oben ab (Wessely *et al.* 2026). Zugleich sind die Tieflagen dicht besiedelt und Schutzgebiete und weitere wertvolle Lebensräume sind klein und isoliert. Eine erfolgreiche Migration gefährdeter Arten in höher gelegene Gebiete setzt eine Vernetzung von geeigneten Lebensräumen voraus, die vielerorts nicht besteht. Und schliesslich: Der Klimawandel ist in der Schweiz viel stärker als im globalen Durchschnitt. Während der Globus sich seit Beginn der Messungen vor ca. 150 Jahren für den Zeitraum 1991–2020 um 0,9 °C erwärmt hat und heute bei ca. 1,3–1,4 °C Erwärmung liegt, hat sich die Schweiz bis 2024 um ca. 2,9 °C erwärmt (MeteoSwiss und ETH Zürich 2025).

Zeitlich. Naturschutzziele sind fast immer über den Referenzzustand definiert, der für ein Gebiet zum Zeitpunkt seiner Ausweisung als Schutzgebiet charakteristisch war. Diese Logik geht von einem System im Gleichgewicht aus, dessen Zustand konserviert werden kann. Sie gilt heute nicht mehr. Zwischen einer Umweltveränderung und der Reaktion der Lebensgemeinschaft können Jahrzehnte liegen: Populationen überdauern in Beständen, die sich nicht mehr erneuern, und Arten, die unter den neuen Bedingungen gedeihen könnten, sind noch nicht angekommen (Dullinger *et al.* 2012; Jackson und Sax 2010; Jamin *et al.* 2020; Rumpf *et al.* 2019). Solche Effekte von «Aussterbeschuld» und «Besiedlungskredit» bedeuten für die Praxis: die heutigen Schutzgebiete zeigen nicht den Zustand des Systems, der im Gleichgewicht mit dem heutigen Klima zu erwarten ist, sondern eine Momentaufnahme, die der Vergangenheit nähersteht als der Zukunft. Wer also die Schutzwirkung am aktuellen Artbestand misst, erfasst Informationen von gestern und unterschätzt den Handlungsbedarf für die Zukunft.

Wissensbezogen. In der Vergangenheit konnte sich die Planung auf eine gute Zustandsbeschreibung stützen.

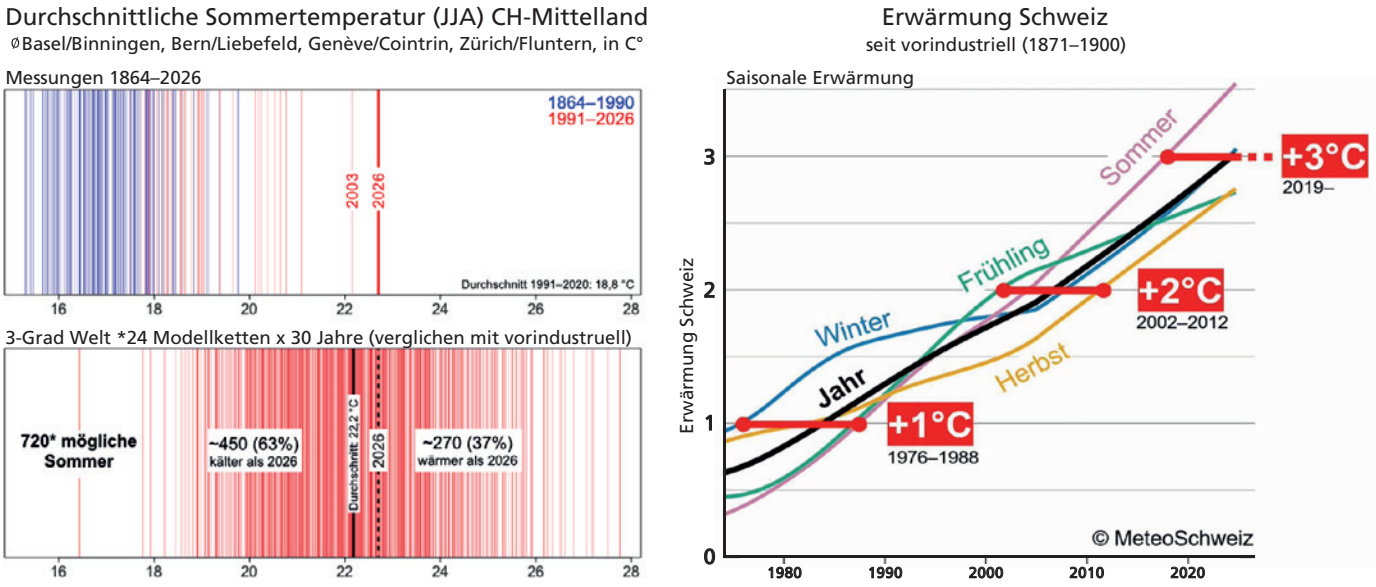


Abb. 1. Vergleich der Sommertemperaturen von 1864 bis heute (links, oben) und in Zukunft in einer globalen 3 °C-Welt (links, unten). Die 3 °C-Welt bezeichnet einen zukünftigen Klimazustand, in welcher die globale Mitteltemperatur 3 °C höher liegt als vorindustriell (1871–1990). Für die Schweiz bedeutet eine globale 3 °C-Welt eine durchschnittliche Erwärmung von ca. 3–5 °C (MeteoSwiss und ETH Zürich 2025). Die rechte Abbildung verdeutlicht, dass wir über alle Jahreszeiten gesehen bereits ca. 3°C Erwärmung vorliegen haben, im Sommer sogar schon bei 4 °C Erwärmung liegen. Wenn der Trend der Erwärmung weiterhin so anhält, werden wir 4–5 °C Erwärmung über alle Jahreszeiten in 2–4 Jahrzehnten erreichen. Leicht verändert nach Quellen: © Simon Scherrer, MeteoSchweiz (links) und MeteoSchweiz (rechts).

Heute planen wir unter tiefer Unsicherheit; es ist unklar, wie lange bestehende Zustandsbeschreibungen noch gültig sind, und die Bandbreite der plausiblen Zukünfte ist gross: Verbreitungsmodelle liefern für dieselbe Art je nach Modellfamilie, Klimaszenario und weiteren Grundlagendaten sehr unterschiedliche Karten für geeignete Habitat-Bedingungen (Guisan *et al.* 2017). Zusätzlich werden in der Schweiz in Zukunft Klimabedingungen auftreten, die wir heute noch gar nicht kennen (Williams und Jackson 2007). Prognosen für solche nichtanalogen Bedingungen sind mit Unsicherheiten behaftet und stellen die Kalibrierung von Verbreitungsmodellen vor Herausforderungen. Und die Faktoren, die letztlich entscheiden, wie sich eine Art verschiebt – Ausbreitungsfähigkeit, Bodenentwicklung, biotische Interaktionen, Extremereignisse – sind gerade jene, die am schlechtesten prognostizierbar sind. Das sind keine Argumente gegen das Berücksichtigen von Modell-Prognosen. Es sind Argumente dafür, die Planung so zu gestalten, dass sie auch dort funktioniert, wo die Modelle sich uneins sind.

Aus diesen drei Bruchstellen können wir den folgenden Leitsatz für den Naturschutz ableiten: Wer im Klimawandel Zustände schützt, verliert Arten; wer Optionen nutzt, behält sie. Vom Bewahren müssen wir zum Entwerfen übergehen. Und die Qualität des Entwurfs, das Design der Planung, entscheidet über den Erfolg.

2 Was «Design» heisst – und was nicht

Der Begriff «Design» im Naturschutz-Kontext ist eventuell erklärungsbedürftig, weil er im Alltag Gestaltung und Ästhetik bedeutet. Hier ist etwas anderes gemeint: die Gesamtheit der Entscheidungen darüber, welche Flächen in welcher Anordnung mit welchen Zielen und unter welchen Revisionsregeln ein Naturschutz-System bilden. Design bezeichnet eine strukturierte Naturschutzplanung, nicht die Beschreibung ihrer Teile.

Fachlich hat dieser Zugang eine lange Geschichte. Die Diskussion um die Auslegung von Schutzgebieten – gross oder klein, wenige oder viele, verbunden oder getrennt – beschäftigt die Naturschutzbiologie seit den 1970er-Jahren (Diamond 1975; Simberloff und Abele 1976, 1982) und ist bis heute nicht abgeschlossen (Fahrig 2020; Fletcher *et al.* 2018). Aus ihr ist mit der systematischen Naturschutzplanung ein methodischer Rahmen hervorgegangen (Kirkpatrick 1983; Pressey *et al.* 1993; Margules und Pressey 2000), dessen zentrale Einsicht bis heute unterschätzt wird: Der Wert einer Fläche für ein Schutzsystem ist kein Eigenschaftswert, sondern ein Ergänzungswert. Ein artenreiches Objekt, dessen Arten alle bereits andernorts gesichert sind, trägt zum Systemziel nicht zwingend viel bei. Ein unscheinbares Objekt, das als einziges eine Höhenstufe oder einen bestimmten Bodentyp abdeckt, kann demgegenüber sehr viel dazu beitragen. Bewertet man Flächen einzeln, ist dieser Unterschied unsichtbar.

Zwei Missverständnisse sind auszuräumen. (1) Design ist nicht dasselbe wie Modellierung. Verbreitungsmodelle,

Konnektivitäts-Analysen und Priorisierungsalgorithmen liefern Entscheidungsgrundlagen. Design ist die Entscheidungsarchitektur, in die sie eingebettet werden, einschliesslich der Frage, wie mit widersprüchlichen Modellergebnissen umzugehen ist. Ein besseres Modell ersetzt keine Design-Entscheidung. (2) Design findet ohnehin statt. Jedes gewachsene Schutzgebietsnetz hat ein Design, es ist nur nicht entworfen, sondern das Ergebnis von Verfügbarkeit, Widerstand und Gelegenheit. Solche Netze sind typischerweise dort häufig, wo Land billig und unproduktiv war, und seltener in den produktiven Tieflagen, wo der Handlungsbedarf am grössten ist. Die Wahl besteht also nicht zwischen Design und keinem Design, sondern zwischen explizitem und implizitem Design. Nur das explizite lässt sich prüfen, begründen und korrigieren.

3 Fünf Elemente für gutes Design

Gutes Design von Naturschutzplanung im Klimawandel arbeitet an fünf Stellschrauben. Sie hängen zusammen, aber sie lassen sich getrennt verbessern, und das ist die praktische Nachricht: Man muss nicht alles auf einmal neu machen.

Raum: Netz statt Fläche. Die operativ wichtigste Umstellung ist der Wechsel von der Objekt- zur Netzperspektive. Statt zu fragen, wie wertvoll ein Objekt ist, wird gefragt, was es zum System beiträgt und wie es dieses verbessert (Abb. 2). Daraus folgt eine klare Priorität: Schutzflächen müssen vernetzt sein, und das in zwei Richtungen. Einerseits müssen Flächen mit ähnlichen

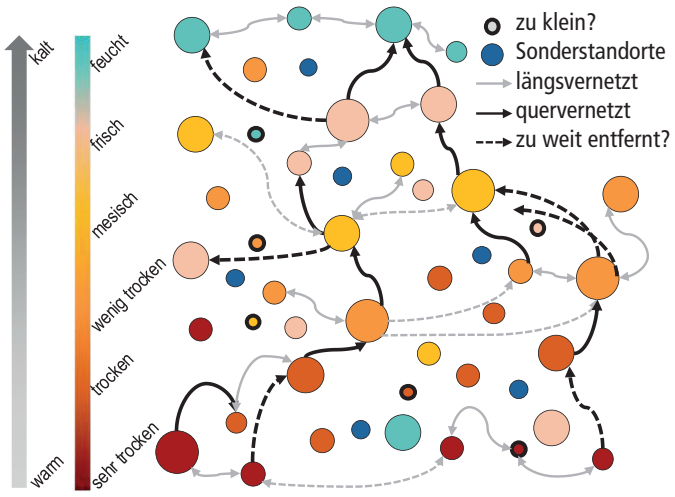


Abb 2. Schematische Darstellung der Längs- und Quervernetzung von Schutzgebieten. Im Raum sind viele mögliche Schutzgebiete unterschiedlicher Habitate (hier unterschiedlich feucht) dargestellt. Längsvernetzung verbindet Habitate desselben Typs, Quervernetzung verbindet Habitate entlang der Achse trocken bis feucht oder warm bis kalt. Einzelne Flächen liegen zu weit voneinander entfernt, um sinnvoll vernetzt zu werden. Andere Flächen sind so klein, dass sie ohne sehr gute Vernetzung keinen wirksamen Schutz garantieren können.

Habitatbedingungen vernetzt sein, so dass sie auch effektiv geeignet sind für Individuen einer Art. Nur so kann genetischer Austausch zwischen Populationen gefördert werden. Dies ist ein wichtiger Aspekt zum Erhalten von Arten (Frankham 2015). Zudem ermöglicht es Individuen und Arten, im Raum zu wandern (McGuire *et al.* 2016). Wir können dies als Längsvernetzung bezeichnen, weil es den Arten Wandern und Austausch innerhalb von Flächen eines Habitattyps ermöglicht. Andererseits müssen vernetzte Flächen klimatische Gradienten überbrücken, damit Arten im Klimawandel auf neue Gebiete ausweichen können (Beier und Brost 2010). Wir können dies als Quervernetzung bezeichnen. So werden Temperatur-, Feuchte- und Bodengradienten mittels Schutzgebieten vernetzt, damit die einzelnen Schutzgebiete mit ihren Habitaten auch unter sich ändernden Klimabedingungen tatsächlich erreichbar sind. Ein Netzwerk an quervernetzten Schutzflächen hält Klimaveränderungen aus, die ein gleich grosses, nur längsvernetztes Netzwerk nicht auffangen kann. Ergänzend zur Quervernetzung gilt es, die kleinräumige klimatische Vielfalt mittels Schutzgebieten zu erhalten – schattige Nordhänge, Kaltluftsenken, quellwasserbeeinflusste Standorte – als lokale Rückzugsräume, die den Arten Zeit verschaffen (Dobrowski 2011). Schliesslich ist auch darauf zu achten, dass Flächen eine minimale Grösse aufweisen, um als wirkungsvolle Netzwerkkomponenten fungieren zu können.

Zeit: Verzug einrechnen, früh handeln. Wenn die heutigen Schutzgebiete die Vergangenheit zeigen, darf dies nicht allein den Handlungsbedarf bestimmen. Daraus ergeben sich zwei Konsequenzen. Erstens sind Ziele als Entwicklungspfade zu formulieren, nicht als Sollzustände – nicht «Erhalt der heutigen Artenzusammensetzung», sondern «Erhalt der standörtlichen Bandbreite und der Prozesse, die Artenwechsel ermöglichen». Zweitens ist der günstigste Zeitpunkt für Flächensicherung immer der frühestmögliche. Korridore, die heute noch offen und bezahlbar sind, sind in zehn Jahren vielleicht überbaut oder unbezahlbar. Umgekehrte Entwicklungen gibt es jedoch kaum. Zuwarten ist also keine neutrale Option, sondern eine Entscheidung, deren Preis später jemand anders teuer bezahlt. Über den Preis können aber auch Anreize geschaffen werden, um Ziele rascher und effizienter umzusetzen.

Ziele: von Art-/Habitaterhaltung zum Erhalt von Habitatnetzwerk und -vielfalt. Die schwierigste Umstellung betrifft die Zielsysteme selbst. Artbezogene Ziele bleiben unverzichtbar – sie sind konkret, überprüfbar und politisch anschlussfähig. Aber sie brauchen eine zweite Ebene: Ziele, die nicht ein Ergebnis festschreiben, sondern eine Fähigkeit sichern (Anderson und Ferree 2010). Kann das Gebiet Arten aufnehmen, die heute noch nicht da sind? Erlaubt es Arten, ihre Verbreitungsgebiete anzupassen, um dem Klimawandel zu folgen? Bleibt seine standörtliche Vielfalt erhalten, auch wenn die Artenzusammensetzung wechselt? Ist das Gebiet gut vernetzt? Solche Ermöglichungsziele sind ungewohnt und schwerer zu kommunizieren. Sie sind aber möglicherweise die einzigen, die in dreissig bis sechzig Jahren noch

sinnvoll überprüfbar sein werden. Dazu gehört auch die unangenehme Ehrlichkeit: Nicht jedes heutige Vorkommen wird sich halten lassen, und Ressourcen, die in aussichtslose Erhaltungsversuche fliessen, fehlen dort, wo sie Wirkung erzielen können.

Unsicherheit: robust statt optimal. Wo die Zukunft offen ist, ist die «optimale Lösung» für ein Szenario die falsche Zielgrösse (Polasky *et al.* 2011). Gesucht ist die Lösung, die über die Bandbreite plausibler Szenarien hinweg am wenigsten Risiken aufweist, auch wenn sie in keinem einzelnen Szenario die beste ist. Für das Design praktikabler Planungskonzepte hat dies einige wichtige Konsequenzen. Erstens spricht nichts gegen Optimierungsverfahren: oft müssen mehrere Teilziele gleichzeitig optimiert werden, was durch Optimierungsverfahren aufgezeigt werden kann. Diese müssen aber mit vielen unterschiedlichen Variationen und Szenarien wiederholt werden, so dass die ganze Breite der Resultate aus dem Optimierungsverfahren ausgewertet werden kann. Zweitens dürfen solche Szenario-Analysen nicht einfach mit Mittelwerten zusammengefasst werden. Wo Optimierungs-Modelle auseinanderlaufen, sollen die darauf basierenden Massnahmen deren Streuung (und ihre Treiber) berücksichtigen, statt auf eine einzige Zukunft zu wetten. Schliesslich sollte in jedem Planungsdesign von Anfang an festgelegt sein, welche Faktoren eine Revision bedingen, weil die ursprünglichen Designannahmen und/oder -ziele nicht mehr den aktuellen Realitäten entsprechen.

Gewichtungen: explizit, nicht implizit. In Optimierungsverfahren werden häufig verschiedene Naturschutzaspekte gleichzeitig berücksichtigt (Arten, Habitate etc.). Dabei stehen meist nicht gleich viele Informationen über alle Aspekte zur Verfügung. Zudem werden oft mehrere Naturschutzkriterien gleichzeitig optimiert (Gefährdungsgrad, Seltenheit, Komplementarität, Vernetzungspotenzial etc.). Wenn unterschiedliche Daten und Kriterien miteinander kombiniert werden, dann dominiert der vollständigste oder grösste Datensatz das Resultat. Durch explizite Gewichtung können potenzielle Verzerrungen, die sich etwa aus der Datenlage ergeben, korrigiert werden. Und wo unterschiedliche Arten oder Habitate oder einzelne Kriterien mehr Gewicht verlangen, weil sie für die Erhaltung der Schutzziele wichtiger sind, führt Gewichtung ebenfalls zu besseren Planungsgrundlagen. Solche Gewichtungen werden in Optimierungsverfahren für den Ausbau von Schutzgebiets-Netzwerken aber häufig vernachlässigt oder nur implizit gemacht. Ein gutes Design verlangt, dass solche Gewichte explizit definiert und begründet werden.

Ein Einwand aus der Praxis sollte ernst genommen werden: Die beste Klimaanpassung sei klassischer Naturschutz, gut gemacht. Die Lebensraumqualität sei zu verbessern, Nährstoffeinträge seien zu senken, Drainagen abzubauen und Flächen(zahlen) zu vergrössern. Dies seien alles Massnahmen, deren Wirkung belegt sei, und alles Weitere sei spekulativ und binde Mittel, die anderswo sicher wirken. Dieser Einwand ist berechtigt, wo es um die Massnahme geht. Ein Lebensraum in gutem Zustand ist widerstandsfähiger, und keine Modellrechnung ersetzt reduzierte Stickstoffeinträge. Der Einwand stimmt aber nicht, wo es um die räumliche Festlegung geht. Denn genau dort ist die Entscheidung langfristig bindend: Welche Flächen unter Schutz gestellt werden sollen, legt für Jahrzehnte fest, welche Optionen später überhaupt noch offenstehen.

4 Wichtige Leitsätze für eine strukturierte Planung

- **Netzwerke planen, nicht Flächen.** Der Wert einer Fläche muss vor allem darin bemessen werden, wie gut sie das System der Schutzflächen ergänzt, nicht einfach oder allein, wie hoch ihr Naturschutzwert ist. Dabei ist sowohl auf Längs- wie auch auf Quervernetzung zu achten, damit Flächen ähnlicher Habitate, aber auch Flächen entlang von Umweltgradienten gut vernetzt sind. Salopp gesagt heisst das: die Bühne schützen, nicht nur die Akteure. Topografie, Geologie- und Bodenvielfalt sind wichtige Parameter, um künftige Artgemeinschaften zu beherbergen, die wir heute noch nicht kennen.
- **Ziele als Prozesse formulieren und Verzug berücksichtigen.** Der Erhalt des Ist-Zustands ist im Klimawandel in vielen Fällen ein unerfüllbares und damit ungeeignetes Ziel. Heutige Schutzgebiete zeigen oft die Vergangenheit. Wirkungskontrolle durch den Ist-Zustand unterschätzt den Handlungsbedarf für die Zukunft systematisch.
- **Robust vor optimal, Diversifizierung ist der Schlüssel.** Eine Lösung, die über viele Szenarien brauchbar bleibt, schlägt eine, die für ein einziges Szenario optimal ist. Wo Modelle auseinanderlaufen, sind auf Streuung ausgerichtete Massnahmen die richtige Antwort – Portfolio statt Wette. Gute Lösungen bedingen aber auch genügend verfügbare Fläche.
- **Dynamische Entscheidungspunkte einbauen.** Jede Planung braucht vorab definierte Indikatoren und Schwellenwerte, bei deren Überschreiten sie revidiert werden muss. Dies erhöht die Chancen, auch bei sich rasch ändernden Rahmenbedingungen (Klimaentwicklung, Habitatverlust) mit zielführender Anpassung der Planung reagieren zu können.
- **Zielkonflikte explizit machen, Synergien zügig schaffen.** Verdeckte Abwägungen zwischen Naturschutz, Landwirtschaft, Siedlung und (erneuerbarer) Energiegewinnung werden oft zulasten des Naturschutzes aufgelöst. Zielkonflikte werden daher am besten direkt angesprochen, und mittels Vorschlägen für Synergieeffekte gemeinsam und rechtzeitig gelöst. Flächen, die heute sicherbar wären, sind in zehn Jahren oft teuer oder verbaut. Nichtstun ist eine Entscheidung, die später deutlich mehr kostet.

5 Fazit: Wissenschaft und Praxis im Dialog

Für die Wissenschaft. Die Wissenschaft ist sich stärker als andere Bereiche gewohnt, mit vielen Szenarien zu arbeiten und Optionen aufzuzeigen (Thuiller *et al.* 2019). Sie ist aber oft nicht bereit, klar Stellung zu beziehen, weil sie ihre Rolle in erster Linie im Erarbeiten von Resultaten sieht, und nicht in deren Bewertung. Letzteres ist aber ein notwendiger Schritt hin zu einer Planung. Eine abschliessende Bewertung erwartet die Praxis auch nicht, aber sie erwartet eine klare Einordnung der berechneten Vielfalt an Resultaten. Eine solche Einordnung verlangt vertiefte Kenntnisse der verwendeten Daten- und Modellgrundlagen und kann nicht delegiert werden. Es ist daher Aufgabe der Wissenschaft, die Konsequenzen ihrer Resultate aufzuzeigen, darzulegen, wo Unsicherheiten bestehen, die Bandbreite der erwarteten Konsequenzen zu benennen und zu verdeutlichen, wo die Grundlagen für Interpretationen zu dünn sind. Die Wissenschaft nimmt klar Stellung dazu, was anhand der berechneten Szenarien die beste Lösung für gesetzlich festgelegte oder gemeinsam mit der Praxis formulierte Ziele ist, wie gross die Unsicherheiten sind, und welche Lösungen zu verwerfen sind. Die Wissenschaft sollte dabei stets begründen, wie sie zu ihren Aussagen kommt. Der Entscheid für die Ausgestaltung eines Umsetzungsplans ist dann Sache der Praxis (Kantone, Bund), wobei ihr die Wissenschaft wo nötig als Diskussionspartner zur Verfügung steht. Ideale Lösungen entstehen also, wenn die Praxis die groben Ziele und Anforderungen an das Design einer Naturschutzplanung (wie zum Beispiel der Planung der Ökologischen Infrastruktur) festlegt und die Details dieser Anforderungen zusammen mit der Wissenschaft definiert. Die Wissenschaft erarbeitet Lösungen und Optionen und ordnet diese ein. Anschliessend entwickelt die Praxis (z. B. die Kantone) den Umsetzungsplan, wobei die Wissenschaft, wo gewünscht, beratend zur Seite steht.

Für die Kantone. Die laufenden Planungen zur Ökologischen Infrastruktur (BAFU 2021, 2025) sind die beste Gelegenheit für gutes Design seit Jahrzehnten und wahrscheinlich für Jahrzehnte, zugleich aber auch die Stelle, an der der Klimawandel bislang nur sehr schwach berücksichtigt wird. Der Fokus wird fast nur auf Längsvernetzung gelegt und berücksichtigt nicht, dass gute Vernetzung im Klimawandel zusätzlich eine gute Quervernetzung benötigt. Konkret sollte die Ökologische Infrastruktur auch auf das Vernetzen wichtiger ökologischer Gradienten (Temperatur / Höhe; Feuchtigkeit; Bodenbeschaffenheit) ausgelegt werden, denn entlang dieser Achsen müssen sich Tier- und Pflanzenarten im Klimawandel verschieben können. Dies bedeutet auch, dass die Habitatqualität nicht das dominierende Kriterium für die Auswahl neuer Schutzflächen darstellen sollte. Mindestens so wichtig sind Komplementarität (Abb. 3) und Vernetzung (Abb. 2), insbesondere entlang dieser wichtigen ökologischen Gradienten. Wo die Habitatqualität gering ist oder fehlt, kann mit Aufwertungs- und Renaturierungsmassnahmen und dem Erschaffen neuer Habitate nachgeholfen werden. Zudem sollte in jeder Planung ein Revisionsmechanismus mit definierten Auslösern festgeschrieben werden und die getroffenen Massnahmen sollten mit modernen Monitoringmethoden überwacht werden. Wird dieser Aufwand in der Konzeptphase vermieden, lässt sich eine Anpassung später kaum mehr implementieren.

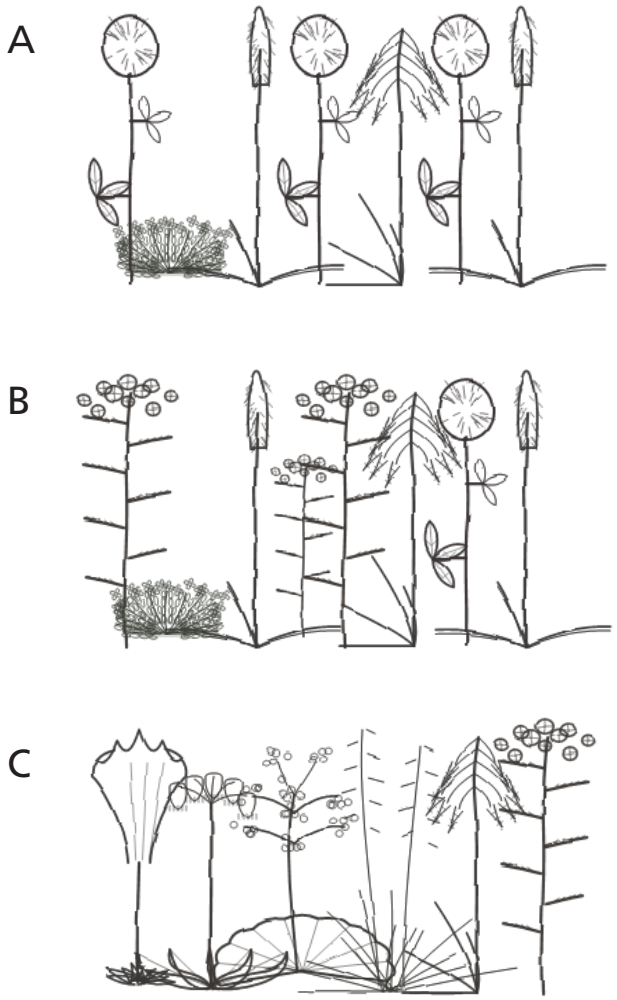


Abb. 3. Komplementarität ist ein wichtiger Aspekt einer robusten Planung und der Längs- und Quervernetzung von Schutzgebieten. Die Artenliste der Fläche C ist stärker komplementär zu A als Fläche B zu A. (Generiert mit Claude)

Für den Bund. Biotopinventare von nationaler Bedeutung und Schutzgebiete sind das Rückgrat des schweizerischen Naturschutzes und zugleich das Element mit der geringsten Anpassungsfähigkeit. Entweder sind Ihre Objektziele auf Referenzzustände geeicht oder es sind nur generelle Ziele definiert, welche den Erhalt der Habitate zum Zeitpunkt seiner Ausweisung als Schutzgebiet abbilden. Die Wirkungskontrolle misst Bestände und die laufenden Veränderungen, ohne aber klare Vorgaben zu machen, welche Trends unter sich ändernden Klimabedingungen akzeptabel sind. Hier braucht es eine methodische Klärung, wie Ermöglichungsziele neben Zustandsziele treten können, ohne dass der Vollzug seine Verbindlichkeit verliert. Das ist eine anspruchsvolle

Aufgabe. Da die Umsetzung des Naturschutzes primär Sache der Kantone ist, muss der Bund insbesondere auf der Ebene von Gesetzen und Verordnungen dafür sorgen, dass a) die Kantone diesen zukunftsgerichteten Ansatz einheitlich angehen und b) keine Hindernisse auf gesetzlicher Ebene für einen adaptiven Ansatz in der Naturschutzplanung zurückbleiben.

Für Ökobüros und Naturschutzbeauftragte. Vorgeschlagene Lösungen werden zu häufig als beste (und einzige) Option basierend auf Fallstudien und Expertise erstellt, welche unter sich ändernden Bedingungen nicht optimal anwendbar sind. Sie werden zu selten als ein Portfolio unter Berücksichtigung von unterschiedlichen, aber plausiblen Blickwinkeln unter der Unsicherheit des Klimawandels formuliert. Es braucht diversifizierte Lösungsvorschläge als Planungsgrundlagen, welche unterschiedliche und mehr oder weniger plausible Optionen aufzeigen. In der Pflege ist es sinnvoll, in Absprache mit den Auftraggebenden, nicht jedes Gebiet genau gleich zu behandeln und stattdessen eine Vielzahl an lokalen Schutzzielen festzulegen. Ein spezifisches Schutzziel fördert einzelne Arten und Lebensräume, geht aber immer etwas zu Lasten anderer Arten und Lebensräume. Eine Vielzahl an lokalen Schutzzielen erhöht die Chance, für einzelne Arten und Habitate lokal Massnahmen zu ergreifen, die anderswo nicht möglich sind. Somit erhöht sich die Diversifizierung. Zudem wird es zunehmend wichtig, die Pflegemassnahmen den fortschreitenden Umweltveränderungen dynamisch anzupassen. Neue Arten werden einwandern; diese sind ev. ebenfalls stark auf Schutz angewiesen, und ein durch den Klimawandel verändertes Habitat verlangt andere Pflegemassnahmen als das Habitat, welches vor 50 Jahren hier unter Schutz gestellt wurde.

Generell. Der Naturschutz hat in den letzten Jahrzehnten gelernt, hervorragend zu pflegen, instand zu halten und zu bewahren. Diese Fähigkeiten bleiben zentral. Aber sie reichen nicht mehr aus, wenn das, was bewahrt werden soll, sich unter der Hand verändert. Was hinzukommen muss, ist die Bereitschaft, Naturschutz als Entwurfsaufgabe zu verstehen, mit allem, was dazu gehört: explizite Annahmen, offengelegte Zielkonflikte, eingebaute Korrekturpunkte. Gutes Design ersetzt keine Fläche, kein Geld und keine Pflege. Aber es entscheidet darüber, ob Fläche, Geld und Pflege in fünfzig Jahren noch am richtigen Ort wirken. Die hier beschriebenen Grundsätze helfen mit, den Naturschutz "dynamisch" zu gestalten. Die Idee dahinter ist nicht, dynamisch neue Gebiete zu schaffen und andere aufzuheben. Vielmehr schaffen diese Prinzipien Möglichkeiten für den Erhalt einer sich dynamisch ändernden Natur: 1) Hilfe zur Selbsthilfe durch Längs- und Quervernetzung; 2) gezielte Renaturierung und das Kreieren von wichtigen, aber seltenen Lebensräumen (z. B. Amphibienhabitate), um Netzwerkknoten und Rückzugsräume zu schaffen; 3) wichtige Synergien schaffen mit anderen Schutzzielen (z. B. gemeinsamer Ausbau erneuerbare Energiegewinnung und Biodiversitätsschutz); 4) in Schutzgebieten eines Habitattyps unterschiedliche regionale Schutzziele verfolgen (spezifische Arten, Habitate etc.) und die Pflegemassnahmen dynamisch den sich ändernden Bedingungen anpassen; 5) (finanzielle) Anreize schaffen für eine rasche Umsetzung des Naturschutzes auf privatem Land, damit Flächen rasch gesichert werden können. Viele dieser Ansätze wurden von Groves *et al.* (2012) in einer Arbeit über systematische Naturschutzplanung im Klimawandel zusammengefasst.

6 Literatur

Adde A., Külling N., Rey P.L., Fopp F., Brun P., Broennimann O., … (2024) Projecting untruncated climate change effects on species' climate suitability: Insights from an alpine country. Glob. Chang. Biol. 30, 11: e17557.

Anderson M.G., Ferree C.E. (2010) Conserving the stage: climate change and the geophysical underpinnings of species diversity. PLoS ONE 5, e11554.

BAFU (Hrsg.) (2021) Ökologische Infrastruktur. Arbeitshilfe für die kantonale Planung im Rahmen der Programmvereinbarungsperiode 2020–2024. Bern: Bundesamt für Umwelt.

BAFU (Hrsg.) (2025) Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz. Phase 2 / 2025–2030. Bern: Bundesamt für Umwelt.

Beier P., Brost B. (2010) Use of land facets to plan for climate change: conserving the arenas, not the actors. Conserv. Biol. 24, 701–710.

Diamond J.M. (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biol. Conserv. 7, 129–146.

Dobrowski S.Z. (2011) A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. Glob. Chang. Biol. 17, 1022–1035.

Dullinger S., Gattringer A., Thuiller W., Moser D., Zimmermann N.E., Guisan A., … (2012). Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. Nat. Clim. Chang. 2, 8: 619–622.

Fahrig L. (2020) Why do several small patches hold more species than few large patches? Glob. Ecol. Biogeogr. 29, 615–628.

Fletcher R.J., Didham R.K., Banks-Leite C., Barlow J., Ewers R.M., Rosindell J., … (2018) Is habitat fragmentation good for biodiversity? Biol. Conserv. 226, 9–15.

Frankham R. (2015) Genetic rescue of small inbred populations: meta-analysis reveals large and consistent benefits of gene flow. Mol. Ecol. 24, 2610–2618.

Groves C.R., Game E.T., Anderson M.G., Cross M., Enquist C., Ferdaña Z., … (2012) Incorporating climate change into systematic conservation planning. Biodivers. Conserv. 21, 7: 1651–1671.

Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N.E. (2017) Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R. Cambridge University Press.

Jackson S.T., Sax D.F. (2010) Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. Trends Ecol. Evol. 25, 153–160.

Kirkpatrick J.B. (1983) An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. Biol. Conserv. 25, 127–134.

Lenoir J., Gégout J.-C., Marquet P.A., de Ruffray P., Brisse, H. (2008) A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. Science 320, 1768–1771.

Margules C.R., Pressey R.L. (2000) Systematic conservation planning. Nature 405, 243–253.

McGuire J.L., Lawler J.J., McRae B H., Nuñez T.A., Theobald D.M. (2016) Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. PNAS 113, 7195–7200.

MeteoSwiss, ETH Zürich (2025) Climate CH2025 – Scientific Report. Zurich: Federal Office of Meteorology and Climatology MeteoSwiss. 238 pp.

Parmesan C., Yohe G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421, 37–42.

Jamin A., Peintinger M., Gimmi U., Holderegger R., Bergamini A. (2020) Evidence for a possible extinction debt in Swiss wetland specialist plants. Ecol. Evol. 10, 1264–1277.

Polasky S., Carpenter S.R., Folke C., Keeler B. (2011) Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. Trends Ecol. Evol. 26, 398–404.

Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vanewright R.I., Williams P.H. (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. Trends Ecol. Evol. 8, 4: 124–128.

Rumpf S.B., Hülber K., Klonner G., Moser D., Schutz M., Wessely J., … (2018) Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 115, 1848–1853.

Rumpf S.B., Hülber K., Wessely J., Willner W., Moser D., Gattringer A., … (2019) Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. Nat. Commun. 10, 4293.

Simberloff D.S., Abele L.G. (1976) Island biogeography theory and conservation practice. Science 191, 285–286.

Simberloff D.S., Abele, L.G. (1982) Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. Am. Nat. 120, 41–50.

Schweizerischer Bundesrat (1994) Verordnung über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung, FMV) vom 7. September 1994. SR 451.33. In Kraft seit 1. Oktober 1994.

Thuiller W., Guéguen M., Renaud J., Karger D.N., Zimmermann N.E. (2019) Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. Nat. Commun. 10, 1446.

Wessely J., Chytrý K., Gattringer A., Hausharter J., Helm N., Hülber K., … (2026) Rising plant extinction rates on European mountain summits. Science 393, 6815: 1021–1026.

Williams J.W., Jackson, S.T. (2007) Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. Front. Ecol. Environ. 5, 475–482.

Abstract

Conservation Planning under Climate Change: Good Design Is Key

Nature conservation has learned to protect areas of high conservation value. Under climate change, however, this is no longer sufficient: areas we protect today will be home to new species in the near future, and some of the target species within these areas will disappear. How can we plan nature conservation efforts so that protection remains effective in a changing climate? Answering this question requires a clear focus – good design is essential for nature conservation planning.

Keywords: Conservation planning, climate change, protected areas, species distribution

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

30 × 30: Schutzflächen mit Zukunft

Das internationale 30 × 30-Ziel erfordert Schutzflächen, die Biodiversität und Ökosystemleistungen nicht nur heute, sondern auch unter zukünftigen Bedingungen sichern. Am Beispiel des Kantons Bern zeigt der Bern Landscape Change Explorer, wie sich mithilfe von Zukunftsszenarien robuste Schutzflächen und Potenziale zur ökologischen Wiederherstellung identifizieren lassen. Die Kombination von Robustheits- und Potenzialanalysen schafft eine neue Grundlage für die kantonale Biodiversitätsplanung. Sie zeigt, wo bestehende ökologische Werte langfristig gesichert werden können und wo gezielte Aufwertungen besonders viel bewirken könnten. Damit unterstützt sie eine räumlich differenzierte Planung, die Schutz, Wiederherstellung und adaptive Bewirtschaftung verbindet.

Adrienne Grêt-Regamey[1], Benjamin Black[2], Manuel Kurmann[1] und Isabel Nicholson Thomas[1]

[1] Planung von Landschaft und Urbanen Systemen – PLUS, ETH Zürich
[2] Leibnitz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF)

1 Einleitung

1.1 Schutzflächenplanung im globalen Wandel

Die Welt steht im Zeichen einer Polykrise aus Klimawandel und Biodiversitätsverlust: Durch die fortschreitende Landnutzungsveränderung verlieren Ökosysteme jene funktionelle Integrität, die Biodiversität, Ökosystemleistungen und gesellschaftliche Resilienz ermöglicht. Die internationale und nationale Biodiversitätspolitik reagiert darauf mit dem 30 × 30-Zielen für Schutz und Wiederherstellung, das im Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (CBD 2022) sowie in der Strategie Biodiversität Schweiz und dem Aktionsplan Biodiversität verankert ist (BAFU 2012; BAFU 2025).

Das 30 × 30-Ziel ist aber kein reines Flächenziel, sondern ein Testfall für zukunftsfähige Landschaftsplanung. Geschütze sowie renaturierte Flächen müssen nicht nur heute ökologisch wertvoll sein, sondern unter unsicheren Bedingungen über 2030 hinaus funktionsfähig bleiben. Diese Anforderung ist besonders anspruchsvoll, weil Klimawandel, Landnutzungswandel, demografische Entwicklung, Infrastruktur- und Siedlungsdynamiken sowie gesellschaftliche Präferenzen räumlich heterogen interagieren und alternative Zukunftspfade erzeugen. Eine Planung, die Schutzflächen allein aus dem heutigen Zustand von Biodiversität und Ökosystemleistungen ableitet, unterschätzt diese Unsicherheit. Gefordert sind robuste Schutzstrategien, also räumliche Priorisierungen, die über mehrere plausible Zukunftsszenarien hinweg Biodiversität und Ökosystemleistungen sichern (Chakraborty *et al.* 2011; Williams und Johnson 2013; Maier *et al.* 2016; Wiens und Hobbs 2015). Schutz allein genügt dafür nicht. In bereits fragmentierten Landschaften hängt die Funktionsfähigkeit der ökologischen Infrastruktur, d. h. des Netzwerks ökologisch wertvoller und miteinander vernetzter Lebensräume, auch davon ab, wo sich der Zustand von Flächen gezielt verbessern lässt, weshalb Schutzstrategien kombiniert werden müssen mit der Identifizierung von Flächen, die ein hohes Wiederherstellungspotenzial haben.

1.2 Szenarienbasierte Robustheitsanalyse als Planungsansatz

Der methodische Kern einer solchen Planung liegt darin, Schutz- und Wiederherstellungsprioritäten nicht aus einer einzigen Zukunftsannahme abzuleiten, sondern über mehrere plausible Szenarien hinweg zu bewerten. Dabei lassen sich sowohl explorative Szenarien, etwa zur Klimaentwicklung, als auch normative Zukunftsbilder einsetzen (Dou *et al.* 2023; Black *et al.* 2026). Das Nature Futures Framework bildet hierfür eine zentrale Referenz (Pereira *et al.* 2020; Pascual *et al.* 2023): Es unterscheidet Perspektiven, in denen Natur als intrinsischer Wert, als Grundlage gesellschaftlichen Nutzens oder als Teil kultureller und relationaler Mensch-Natur-Beziehungen verstanden wird. Solche Szenarien machen explizit, dass Schutz- und Wiederherstellungsprioritäten nicht wertneutral sind, sondern davon abhängen, welche Werte der Natur und den Leistungen gegeben werden, und welche Landschaftsbeziehungen politisch priorisiert werden. In der Schweizer Anwendung wurden diese normativen Perspektiven zusammen mit explorativen Szenarien umgesetzt, die eine Fortschreibung heutiger Trends, d. h. eine ressourcenintensive Entwicklung mit schwachen Schutzbemühungen abbilden. Darauf aufbauend wurden die Landnutzung sowie die daraus abgeleiteten Ökosystemleistungen und Biodiversitätsindikatoren in Fünfjahresschritten bis 2060 räumlich explizit modelliert (Black *et al.* 2024; Black *et al.* 2026).

Robustheit wird dabei nicht als statische Eigenschaft einzelner Flächen verstanden, sondern als Ergebnis ihrer Leistung unter mehreren möglichen Zukunftspfaden. Bewertet wird für jede Fläche das erwartete Niveau von Biodiversität und Ökosystemleistungen, die erwartete Veränderung bis 2060 sowie die Robustheit dieser bei-

den Erwartungen. Robust sind Flächen, die ein hohes Niveau und eine günstige Veränderung mit hoher Robustheit verbinden. Damit verschiebt sich die Analyse von der Optimierung für ein einzelnes Zielbild hin zur Identifikation von Flächen, deren ökologische Funktion unter verschiedenen Entwicklungspfaden robust bleibt.

1.3 Vom Modell zur kantonalen Biodiversitätsplanung

Für den Kanton Bern wird diese Logik im Biodiversitätskonzept und im Sachplan Biodiversität planerisch umgesetzt. Der Kanton versteht das Biodiversitätskonzept als Umsetzung der Strategie und des Aktionsplans Biodiversität Schweiz; der Sachplan Biodiversität bildet dabei die räumliche Konkretisierung dieser Strategie (Kanton Bern 2026a, 2026b). Der *Bern Landscape Change Explorer* wurde in diesem Kontext als wissenschaftliche Grundlage für die kantonale Biodiversitätsplanung entwickelt (Kanton Bern und ETH Zürich PLUS 2025). Die zugrunde liegende Modellierung simuliert die Landschaftsentwicklung bis 2060 und quantifiziert deren Auswirkungen auf Landnutzung, Biodiversität und Ökosystemleistungen. Auf der Plattform werden zudem Robustheit und ökologisches Potenzial, d. h. der Zustand des Ökosystems, räumlich ausgewiesen, also jene beiden Grössen, die für eine 30 × 30-Planung unter verschiedenen plausiblen Entwicklungspfaden relevant sind.

Die Online-Plattform ergänzt damit bestehende Inventare, geplante ökologische Infrastrukturen und bekannte Hotspots um eine prospektive Entscheidungsebene. In einer interaktiven, räumlich expliziten Darstellung können unterschiedliche explorative und normative Szenarien miteinander verglichen und ihre Auswirkungen auf Biodiversität und Ökosystemleistungen nachvollzogen werden. Die Plattform macht komplexe Modellresultate für Planung und Verwaltung zugänglich und dient damit als gemeinsame Grundlage für die Diskussion unterschiedlicher Schutz-, Wiederherstellungs- und Bewirtschaftungsstrategien. Für den Sachplan Biodiversität verschiebt sich damit die Leitfrage: Entscheidend ist nicht allein, welche Flächen bereits geschützt oder inventarisiert sind, sondern welche Strategie die ökologische Infrastruktur des Kantons Bern langfristig funktionsfähig macht. Der Ansatz ist dabei nicht an den Kanton Bern gebunden, Robustheits- und Potenzialanalysen lassen sich auch für andere Kantone durchführen.

2 Robuste Schutzflächen mit ökologischem Potenzial

Eine Planung von Schuzflächen, die über 2030 hinaus wirksam bleibt, muss Flächen danach beurteilen, wie verlässlich sie ihren Beitrag unter unterschiedlichen Zukünften erbringen. Die Beurteilung stützt sich auf drei Angaben, nämlich wie viel eine Fläche beiträgt, in welche Richtung sich dieser Beitrag entwickelt und wie stark er zwischen den Szenarien schwankt. Zusammen betrachtet lassen sie erkennen, ob eine Fläche geeignet ist für Schutz oder Aufwertung.

Diese drei Angaben werden pro Hektarrasterzelle über alle Szenarien und Zeitschritte hinweg berechnet (Black *et al.* 2026). Das Niveau ist der über die Szenarien gemittelte Wert im Jahr 2060 und damit das erwartete Ausmass der künftigen Bereitstellung von Ökosystemleistungen und Biodiversität. Die Veränderung erfasst die mittlere kumulierte Zu- oder Abnahme zwischen 2025 und 2060 und damit die Richtung der Entwicklung. Die Robustheit misst, wie weit einzelne Szenarien nach unten abweichen (Kwakkel *et al.* 2016). Hohe Werte bedeuten, dass der Beitrag über die Szenarien hinweg ähnlich ausfällt, tiefe Werte, dass in einzelnen Szenarien deutliche Rückgänge zu erwarten sind. Niveau und Veränderung werden anschliessend je gegen die Robustheit gestellt.

Abbildung 1 zeigt das Ergebnis für den Kanton Bern, zusammengefasst über die Kohlenstoffspeicherung, die Wasserregulation, die Produktion von Nahrung und Futter, die Habitatqualität, den Nährstoffrückhalt, die Bestäubung und den Sedimentrückhalt sowie über die Habitateignung der national prioritären Arten und der Arten der Umweltziele Landwirtschaft. Sichtbar werden Flächen, deren Bedeutung auch dann Bestand hat, wenn sich Klima, Landnutzung oder gesellschaftliche Prioritäten anders entwickeln als erwartet. Es entstehen Prioritätsräume, die nicht allein wegen ihrer heutigen Werte relevant sind, sondern auch deshalb, weil ihre Funktionen unter veränderten Bedingungen erhalten bleiben.

Für die Planung lassen sich daraus Prioritäten unter Unsicherheit ableiten. Wo ein hohes Niveau und eine günstige Entwicklung szenarienübergreifend robust bleiben, sind Schutz und Aufwertung am ehesten wirksam. Trifft ein hohes Niveau dagegen auf eine ungünstige oder instabile Perspektive, ist die Wirkung von Schutzmassnahmen weniger gesichert, Erhaltung und Aufwertung müssen dort gegen die erwartete Entwicklung wirken. Welche Flächen im Kanton Bern in welche Konstellation fallen, zeigt der Bern Landscape Change Explorer. Hohes Niveau und günstige Entwicklung treffen dabei nicht überall zusammen. Niveau und Robustheit folgen im Kanton Bern unterschiedlichen räumlichen Mustern. Grossflächig betrachtet ist die Robustheit in den Voralpen und Alpen am höchsten und im Mittelland am tiefsten, während Flächen mit hohem Niveau im ganzen Kanton vorkommen. Hohe Werte auf beiden Achsen erreichen vor allem der voralpine Gürtel, Teile der Alpen und einzelne Juraketten. Von allen Flächen, die heute ein hohes Niveau erreichen, bleibt nur etwa ein Viertel über die Szenarien hinweg robust.

Daneben gibt es Räume, in denen Niveau und Robustheit nicht deckungsgleich sind. Hohe Robustheit findet sich auch dort, wo das Niveau tief bleibt, in den Hochlagen, im Umkreis der Städte und entlang des Aarekorridors. Unterscheiden lassen sich diese Fälle über die erwartete Veränderung, also darüber, ob der Beitrag einer Fläche bis 2060 im Mittel über die Szenarien zu- oder abnimmt. In den Hochlagen ist szenarienübergrei-

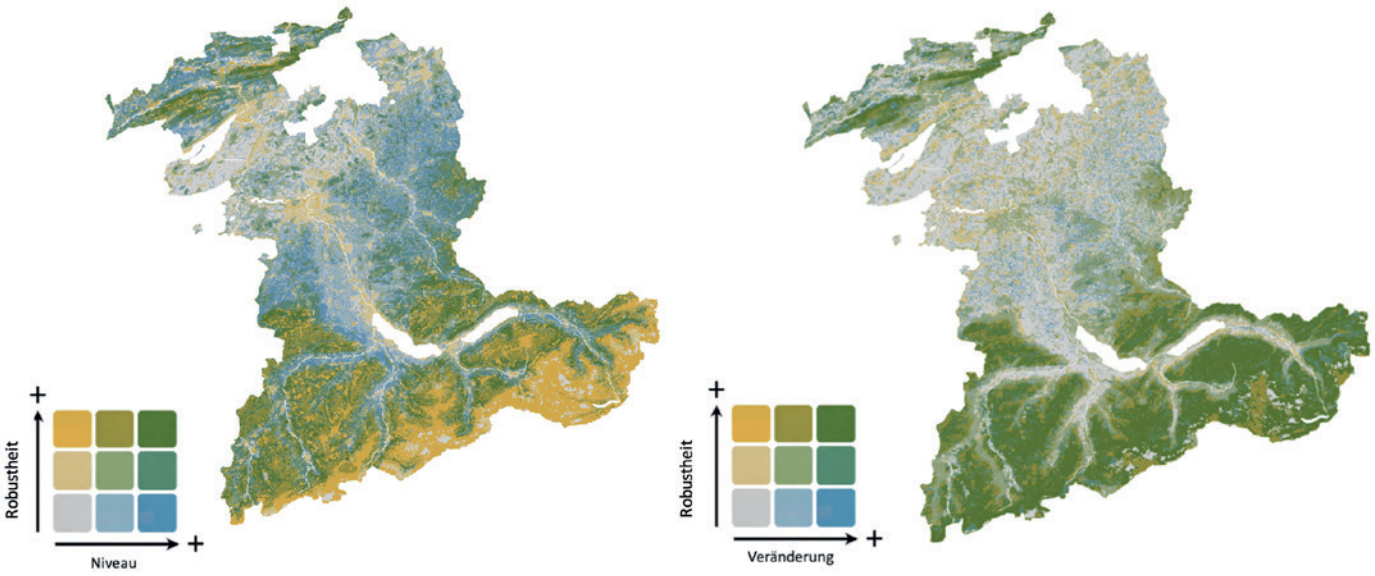


Abb. 1. Szenarienübergreifend erwartetes Niveau (links) und erwartete Veränderung (rechts) von Biodiversität und Ökosystemleistungen im Kanton Bern, je gegenüber der Robustheit dieser Erwartung. Dunkelgrün kennzeichnet Flächen mit hohem Niveau beziehungsweise günstiger Veränderung bei hoher Robustheit, Gelb: robuste Flächen auf tiefem Niveau; Blau: hohe Werte bei geringer Robustheit und Hellgrau tiefe Werte, also wenig Biodiversität und Ökosystemleistungen bei geringer Robustheit.

fend die günstigste Entwicklung zu erwarten, im Mittelland und in den Siedlungsgebieten die ungünstigste.

Dass hohes Niveau und robuste Perspektive nicht immer zusammenfallen, zeigt sich nicht nur im Kanton Bern. Die schweizweiten Analysen von Black *et al.* (2026) zeigen, dass heutige Prioritätsflächen nicht notwendigerweise mit jenen Räumen übereinstimmen, die unter zukünftigen Bedingungen die robustesten Beiträge zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen leisten. Daraus folgt eine zentrale planerische Konsequenz. Schutzflächenplanung muss zukünftige Dynamiken explizit berücksichtigen, wenn sie vermeiden will, die wichtigsten Räume zu verfehlen. Für die Umsetzung von 30 × 30 bedeutet dies, dass Flächen nicht nur nach ihrer aktuellen Schutzwürdigkeit, sondern auch nach der Robustheit ihres Beitrags zur Biodiversitätsstrategie priorisiert werden sollten.

3 Gezielte Wiederherstellung mit grosser Wirkung

Während robuste Schutzflächen bestehende ökologische Werte langfristig sichern, zielt die Wiederherstellung auf Räume, in denen ökologische Funktionen verbessert oder neu geschaffen werden können. Diese Unterscheidung ist zentral, denn eine funktionsfähige ökologische Infrastruktur lässt sich nicht allein durch den Schutz von Flächen mit aktuell hohem Biodiversitätswert gewährleisten. Insbesondere in fragmentierten und intensiv genutzten Landschaften sind ergänzend gezielte Wiederherstellungen, d. h. Aufwertungen, Renaturierungen und Extensivierungen, erforderlich, um Lebensräume zu vernetzen und die Funktionsfähigkeit der ökologischen Infrastruktur zu stärken.

Abbildung 2 zeigt, in welchen Gebieten des Kantons Bern Wiederherstellungsmassnahmen einen besonders grossen zusätzlichen Nutzen entfalten können. Der heutige Ökosystemzustand wurde anhand ökosystemtypspezifischer Indikatoren erfasst. Berücksichtigt wurden physikalische und chemische Bedingungen wie das Defizit der Bodenfeuchte, die Zusammensetzung und Struktur der Habitate, ökologische Funktionen sowie die Landschaftsstruktur. Die Berechnung erfolgte getrennt für Wälder, Grünland und Alpweiden sowie Ackerland; die resultierenden Zustandswerte sind daher nur innerhalb des jeweiligen Ökosystemtyps direkt vergleichbar.

Für jeden Indikator wurde die Werteverteilung innerhalb des jeweiligen Ökosystemtyps in vier Quartile unterteilt und entsprechend ihrem wissenschaftlich belegten Einfluss auf die jeweilige Ökosystemleistung mit Kapazitätswerten zwischen 0 und 3 bewertet. Die ökologisch günstigste Ausprägung erhielt den Wert 3, die ungünstigste den Wert 0; bei Stressfaktoren wie dem Defizit der Bodenfeuchte wurde die Bewertung entsprechend umgekehrt. Anschliessend wurde für jede Fläche modelliert, in welchem Umfang sie eine bestimmte Ökosystemleistung unter einem günstigen ökologischen Zustand theoretisch bereitstellen könnte. Das Wiederherstellungspotential ergibt sich aus der Differenz zwischen dieser theoretisch möglichen und der unter dem heutigen Ökosystemzustand tatsächlich realisierten Leistung.

Ein hohes Wiederherstellungspotential weisen somit Flächen auf, die aufgrund ihrer Nutzung, Lage und naturräumlichen Eigenschaften grundsätzlich einen bedeutenden Beitrag zur Futter- und Nahrungsmittelproduktion, zur Habitatqualität oder zur Kohlenstoffspeicherung leisten könnten, deren heutiger Zustand diese Leistung jedoch einschränkt. Ein geringes Potenzial kann dagegen zwei unterschiedliche Ursachen haben:

Entweder befindet sich die Fläche bereits in einem guten ökologischen Zustand und weist daher nur einen geringen Verbesserungsbedarf auf, oder ihre potenzielle Leistungsfähigkeit ist aufgrund ihrer Nutzung, ihrer naturräumlichen Voraussetzungen oder ihrer Lage in der Landschaft grundsätzlich begrenzt.

Der Ökosystemzustand (a) ist im Mittelland am tiefsten und nimmt gegen die Höhenlagen im Norden und Süden zu. Das Wiederherstellungspotential für die Futter- und Nahrungsmittelproduktion (b) zeigt das umgekehrte Bild. Es ist im intensiv genutzten Mittelland am höchsten, wo die Flächen viel Potential für Futter- und Nahrungsmittelproduktion haben, die günstigen physikalischen und chemischen Bedingungen des Bodens in den letzten Jahrzehnten aber abgenommen haben (z. B. Bodendurchlässigkeit oder organischer Kohlenstoff). Beim Potenzial für die Habitatqualität (c) liegen hohe Werte dort, wo auch der Ökosystemzustand hoch ist, also in den voralpinen und alpinen Lagen im Süden. Unter den untersuchten Leistungen ist das die Ausnahme. Der Grund ist, dass die Habitatqualität stark von denselben Eigenschaften der Landschaft abhängt, die auch den Zustand prägen, insbesondere von Vernetzung und Struktur. Im fragmentierten Mittelland ist deshalb nicht nur der physikalische und chemische Zustand unter Druck, sondern auch die Habitatqualität. Selbst ein besserer physikalischer und chermischer Zustand würde dort wenig zusätzliche Habitatqualität erschliessen, solange die Landnutzung selbst unverändert bleibt und die Vernetzung der Lebensräume nicht grundlegend verbessert wird. Das Potenzial für die Kohlenstoffspeicherung (d) ist hoch in Wäldern und in Feuchtgebieten. Innerhalb des Waldes verläuft ein Nord-Süd-Gefälle, denn die weniger beeinträchtigten Wälder der südlichen Höhenlagen sind bereits in gutem Zustand und weisen deshalb eine kleinere Lücke auf als jene im Norden.

Für die ökologische Infrastruktur liefert die Potenzialanalyse damit die zweite Hälfte der Grundlage. Die

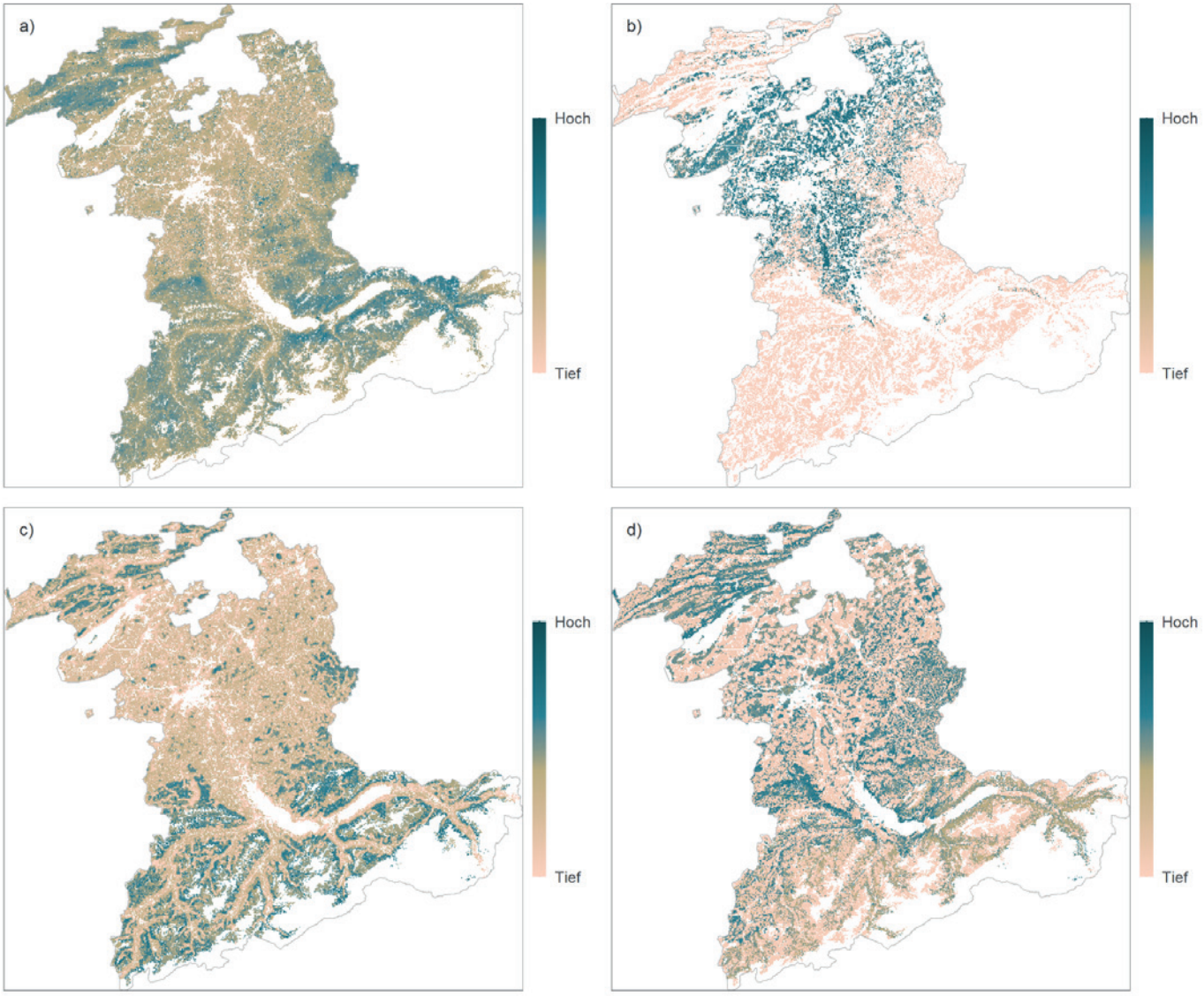


Abb. 2. a) Ökosystemzustand sowie Wiederherstellungspotential für b) die Futter- und Nahrungsmittelproduktion, c) die Habitatqualität und d) die Kohlenstoffspeicherung. Das Wiederherstellungspotential bezeichnet die Differenz zwischen der bei gutem Ökosystemzustand möglichen und der heute erbrachten Leistung. Die Farbskalen zeigen die relative Ausprägung innerhalb des Kantons.

Robustheitsanalyse zeigt, wo Biodiversität und Ökosystemleistungen szenarienübergreifend auf hohem Niveau bleiben, die Potenzialanalyse, wo eine Verbesserung des Ökosystemzustands zusätzliche Leistungen erschliessen würde. Das Potenzial fällt je nach Ökosystemleistung räumlich unterschiedlich aus. Der Bern Landscape Change Explorer bildet diese Unterschiede ab und unterstützt damit eine gezielte Bewirtschaftung.

4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass eine zukunftsfähige Biodiversitätsplanung für den Kanton Bern räumlich differenzierte Strategien erfordert. Flächen, die ein hohes Niveau an Biodiversität und Ökosystemleistungen mit hoher Robustheit verbinden, liegen vor allem im voralpinen Gürtel, in Teilen der Alpen und auf einzelnen Juraketten. Sie bilden besonders geeignete Ausgangsräume für die langfristige Sicherung und Weiterentwicklung der ökologischen Infrastruktur. Im Mittelland liegen Niveau und Robustheit gemeinsam tief, dort setzt vor allem die Wiederherstellung an, die in der Futter- und Nahrungsmittelproduktion das grösste Potenzial aufweist.

Für den Sachplan Biodiversität folgt daraus, dass Schutz- und Wiederherstellungsflächen nicht nach einem einheitlichen Kriterium ausgewählt werden sollten. Prioritär zu unterscheiden sind erstens robuste Kernräume, deren bestehende Funktionen langfristig gesichert werden müssen, zweitens heute wertvolle, aber gegenüber zukünftigen Veränderungen empfindliche Räume, die Schutz mit gezielter Bewirtschaftung erfordern, und drittens Gebiete, in denen Wiederherstellung eine besonders hohe zusätzliche Wirkung für bestimmte Ökosystemleistungen erwarten lässt. Die Robustheits- und die Potenzialanalyse ergänzen sich damit: Die eine zeigt, wo ökologische Leistungen unter unterschiedlichen Zukunftsszenarien erhalten bleiben, die andere, wo durch eine Verbesserung des Ökosystemzustands zusätzliche Leistungen erschlossen werden können.

Die im Bern Landscape Change Explorer dargestellten Ergebnisse unterliegen Einschränkungen, die bei der Anwendung zu beachten sind. Sämtliche Auswertungen bauen auf der modellierten Landnutzung auf, die ihrerseits aus Stichprobenpunkten der Arealstatistik im Abstand von 100 Metern hervorgeht. Eine einzelne Zelle ist deshalb nicht isoliert zu lesen, interpretierbar sind räumliche Muster ab rund einem Quadratkilometer. Einzelne Flächen unterhalb dieser Grössenordnung lassen sich damit nicht beurteilen. Die Ökosystemleistungen wurden mit den Modellen der Software InVEST berechnet (Natural Capital Project 2022), anhand empirischer Zusammenhänge zwischen Landnutzung, Klima, Boden und Topografie, ohne die zugrunde liegenden ökologischen Prozesse nachzubilden. Die Artverbreitungsmodelle erfassen die klimatische Eignung und den verfügbaren Lebensraum, nicht aber Ausbreitungsdynamiken und Wechselwirkungen zwischen Arten. Das Wiederherstellungspotential beziffert den möglichen Zugewinn an Ökosystemleistung bei besserem Ökosystemzustand, nicht aber den dafür nötigen Aufwand, und basiert auf Indikatoren. Die Robustheitsklassen beruhen auf Quantilen und verorten eine Fläche gegenüber dem übrigen Kanton, nicht gegenüber einem ökologischen Zielwert.

Die modellbasierten Karten zeigen Prioritäten und Unsicherheiten, ersetzen aber keine planerische Abwägung. Lokale Kenntnisse zu Nutzungskonflikten, Eigentumsverhältnissen, Umsetzbarkeit, Pflegebedarf, Vernetzungsoptionen und gesellschaftlicher Akzeptanz bleiben entscheidend. Die Stärke des Bern Landscape Change Explorers liegt deshalb nicht darin, einen fertigen Plan zu liefern, sondern darin, die Diskussion über Schutzflächen zu konkretisieren: Welche Flächen sind nicht nur heute wertvoll, sondern bleiben es auch unter unterschiedlichen Entwicklungen? Wo lässt sich diese Funktionsfähigkeit erst durch Wiederherstellung erreichen? Und wo lassen sich ökologische Wirkung und planerische Machbarkeit sinnvoll verbinden?

Der Bern Landscape Change Explorer zeigt damit exemplarisch, wie sich das Flächenziel von 30 × 30 fachlich ergänzen lässt, sodass Räume geschützt werden, die ihre Funktion auch unter veränderten Bedingungen erfüllen. So entstehen Schutzflächen mit Zukunft.

5 Danksagung

Wir danken dem Kanton Bern, insbesondere Urs Känzig und Nadine Kohler sowie allen weiteren Beteiligten, die zur Entwicklung der Plattform beigetragen haben. Unser Dank gilt zudem der Wyss Academy for Nature für die finanzielle Unterstützung und Ralph Sonderegger und Orencio Robaina für die technische Entwicklung der Plattform.

6 Literaturverzeichnis

BAFU (2012) Strategie Biodiversität Schweiz. Bundesamt für Umwelt. *www.bafu.admin.ch/dam/de/sd-web/AqTlOOxCGSiQ/strategie_biodiversitaetschweiz.pdf*

BAFU (2025) Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz: Phase 2 / 2025–2030. Bundesamt für Umwelt. *www.bafu.admin.ch/dam/de/sd-web/H2cDklfpnDpw/aktionsplan-strategie-biodiversitaet-schweiz-phase-2.pdf*

Black B., Adde A., Farinotti D., Guisan A., Külling N., Kurmann M., … (2024) Broadening the horizon in land use change modelling: Normative scenarios for nature positive futures in Switzerland. Reg. Environ. Chang. 24, 3: 115. *doi.org/10.1007/s10113-024-02261-0*

Black B., Adde A., Külling N., Büth C., Kurmann M., Lehmann A., …. (2026) Identifying robust area-based conservation strategies to secure ecosystem service provision under uncertainties. J. Environ, Manag. 398, 128395. *doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.128395*

Chakraborty A., Kaza N., Knaap G.-J., Deal B. (2011) Robust plans and contingent plans: Scenario planning for an uncertain world. J. Am. Plan. Assoc. 77, 3: 251–266. *doi.org/10.1080/1944363.2011.582394*

CBD Convention on Biological Diversity (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. *cbd.int/gbf/targets*

Dou Y., Zagaria C., O'Connor L., Thuiller W., Verburg P.H. (2023) Using the Nature Futures Framework as a lens for developing plural land use scenarios for Europe for 2050. Glob. Environ. Chang. 83, 102766. *doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102766*

Kanton Bern (2026a) Biodiversitätskonzept Kanton Bern. Wirtschafts-, Energie- und Umweltdirektion, Amt für Landwirtschaft und Natur. *www.weu.be.ch/de/start/themen/umwelt/biodiversitaet/biodiversitaetskonzept-kanton-bern.html*

Kanton Bern (2026b) Sachplan Biodiversität. Wirtschafts-, Energie- und Umweltdirektion, Amt für Landwirtschaft und Natur. *www.weu.be.ch/de/start/themen/umwelt/biodiversitaet/biodiversitaetskonzept-kanton-bern/sachplan-biodiversitaet.html*

Kanton Bern, ETH Zürich (2025) Technischer Bericht: Simulation der zukünftigen Landschaftsentwicklung und Ökosystemleistungen im Kanton Bern (2025–2060). *bern-landscape-change-explorer.ethz.ch/data/TechnischerBericht.pdf*

Kwakkel J.H., Haasnoot M., Walker W.E. (2016) Comparing robust decision-making and dynamic adaptive policy pathways for model-based decision support under deep uncertainty. Environ. Model. Softw. 86, 168–183. *doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.09.017*

Maier H.R., Guillaume J.H.A., van Delden H., Riddell G.A., Haasnoot M., Kwakkel J.H. (2016) An uncertain future, deep uncertainty, scenarios, robustness and adaptation: How do they fit together? Environ. Model. Softw. 81, 154–164. *doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.014*

Natural Capital Project (2022) InVEST 3.12.0 User's Guide. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre und The Royal Swedish Academy of Sciences. *naturalcapitalalliance.stanford.edu/software/invest*

Pascual U., Balvanera P., Anderson C.B., Chaplin-Kramer R., Christie M., González-Jiménez D., … (2023). Diverse values of nature for sustainability. Nature 620, 813–823. *doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9*

Pereira L.M., Davies K.K., den Belder E., Ferrier S., Karlsson-Vinkhuyzen S., Kim H., … (2020) Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. People Nat. 2, 4: 1172–1195. *doi.org/10.1002/pan3.10146*

Wiens J.A., Hobbs R.J. (2015) Integrating conservation and restoration in a changing world. BioScience 65, 3: 302–312. *doi.org/10.1093/biosci/biu235*

Williams B.K., Johnson F.A. (2013) Confronting dynamics and uncertainty in optimal decision making for conservation. Environ. Res. Lett. 8, 2: 025004. *doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025004*

Abstract

30 × 30: Conservation areas for the future

The international 30 × 30 target calls for conservation areas that safeguard biodiversity and ecosystem services not only today, but also under future environmental and societal change. Using the Canton of Bern as an example, the Bern Landscape Change Explorer demonstrates how future scenarios can help identify robust conservation areas and opportunities for ecological restoration. Combining robustness and restoration potential analyses provides a new basis for cantonal biodiversity planning. It reveals where existing ecological values can be secured over the long term and where targeted restoration measures could deliver the greatest benefits. This supports a spatially differentiated planning approach that integrates conservation, restoration and adaptive management.

Keywords: future development pathways, land-use change modelling; ecological infrastructure; spatial prioritization; ecosystem condition; uncertainty assessment; biodiversity; ecosystem services

Wilde Weiden – das ungenutzte Biodiversitätspotenzial der Schweiz

Trotz grosser Anstrengungen hält die Biodiversitätskrise in der Schweiz weiter an. Dabei spielen viele Faktoren eine Rolle. Unserer Ansicht nach ergibt sich aus den bisherigen Aktivitäten auch ein systemischer Mangel: Das Vorgehen orientiert sich zu wenig am Vorbild natürlicher Prozesse, an der Koevolution und konkreter an der Jahrmillionen alten Wechselwirkung zwischen grossen Herbivoren und der Biodiversität. Ergänzend zu den herkömmlichen Instrumenten im Natur- und Artenschutz argumentieren wir für die Einführung von ganzjährigen, extensiv bestossenen Mischweiden auf grossen bis sehr grossen Flächen (> 25 ha), den sogenannten Wilden Weiden. Diese Sicht wird anhand der Geschichte und der Erfolge anderer Länder, wie etwa Deutschland, begründet. Zudem zeigen wir auf, wo diese junge Bewegung – organisiert über einen Verein – mit ihren Bemühungen steht und welche Potenziale dieser multifunktionale Ansatz für die Schweiz bietet.

Thomas Hertach[1,2]
und Simon Lehnert[2]

[1] Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf
[2] Wilde Weiden Schweiz, Olten

1 Einleitung

1.1 Die verlorenen Landschaftsgestalter

Grosse Pflanzenfresser sind Schlüsselarten unserer Ökosysteme. Mit dem Frass beeinflussen die Herbivoren die Konkurrenzverhältnisse zwischen Pflanzenarten und -individuen. Sie schaffen so ein vielfältiges Mosaik aus kurzrasigen und höherwüchsigen Bereichen, Sträuchern und lichten Wäldern und gestalten biologisch wertvolle Übergänge zwischen Wald und Offenland. In ihrem Fell transportieren sie Samen und Insekten oft kilometerweit (Zoochorie) und sorgen so für die Ausbreitung und Vernetzung von Populationen (Fischer *et al.* 1996). Durch Tritt und Suhlen entstehen offene Bodenstellen, die beispielsweise Wildbienen zum Nisten nutzen und Vögel für die Nahrungssuche (Schaub *et al.* 2008). Der Dung der Pflanzenfresser dient zahlreichen Insektenarten als Nahrungsressource. Er ermöglicht so die Entwicklung grosser Insektenmengen (Laurence 1954), welche wiederum höheren trophischen Stufen als Nahrung zur Verfügung stehen (Young 2015). Durch die Verlagerung und Ausscheidung aufgenommener Biomasse tragen Pflanzenfresser zudem zur räumlichen Umverteilung von Nährstoffen und damit zum Nährstoffkreislauf im Ökosystem bei.

Herbivoren gestalteten die Landschaft, lange bevor es der Mensch tat. Bis Ende der letzten Eiszeit prägten u. a. Riesenhirsche, Auerochsen, Mammuts, Wildpferde, Wisente und Wollnashörner die Landschaft der heutigen Schweiz (Abb. 1). Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten haben sich über lange Zeiträume an die durch grosse Herbivoren gestalteten Lebensräume und Strukturen angepasst (Cornelius *et al.* 2001). Mit dem Sesshaftwerden des Menschen und der Domestikation von Rindern, Schafen und Ziegen wurde in Mitteleuropa die ökologische Rolle der Wildtiere teilweise durch Nutztiere und den Menschen übernommen (Pykälä 2000). Über Jahrtausende prägte die extensive Nutztierhaltung grosse Teile der mitteleuropäischen und Schweizer Kulturlandschaft. Regional konnte der Flächenanteil von extensiv genutztem Weideland 50 bis 80 % der zum Dorf gehörenden Fläche ausmachen (Schulze-Hagen 2008). Ab etwa 1800 änderte sich dies grundlegend: Nutztiere wurden zunehmend ganzjährig im Stall gehalten und gefüttert, und Allmenden wurden aufgeteilt und privatisiert. Viele zuvor extensiv beweidete Flächen wie Magerrasen, Moore und andere Feuchtgebiete wurden in Mähwiesen überführt oder anderwärtig landwirtschaftlich intensiviert (Kapfer 2010). Die Einführung von Kurzrasenweiden und Koppelweiden, das Verbot der Waldweide, die Aufgabe von Mischbeweidung mit mehreren Tierarten und die Vereinheitlichung des Grünlandes im 20. Jahrhundert führten dazu, dass grosse Pflanzenfresser ihre prägende ökologische Funktion in der Landschaft weitgehend verloren, mit Konsequenzen für Biodiversität und Landschaftsstruktur.

In der Schweiz sind grössere durch Herbivore gestaltete Landschaften nur noch in den Jahrhunderte alten Sömmerungsgebieten in den Alpen und im Jura zu finden. In den tieferen Lagen verschwanden extensive Weidelandschaften jedoch weitgehend. Hier setzt das Konzept der Wilden Weide an.

1.2 Schweizer Mittelland als Parklandschaft?

Neuere paläoökologische Untersuchungen stellen die traditionelle Vorstellung eines weitgehend geschlossenen mitteleuropäischen Urwaldes zunehmend in Frage. Für das letzte Interglazial (Eem) mit ähnlichen klimatischen Rahmenbedingungen wie heute, aber ohne rele-

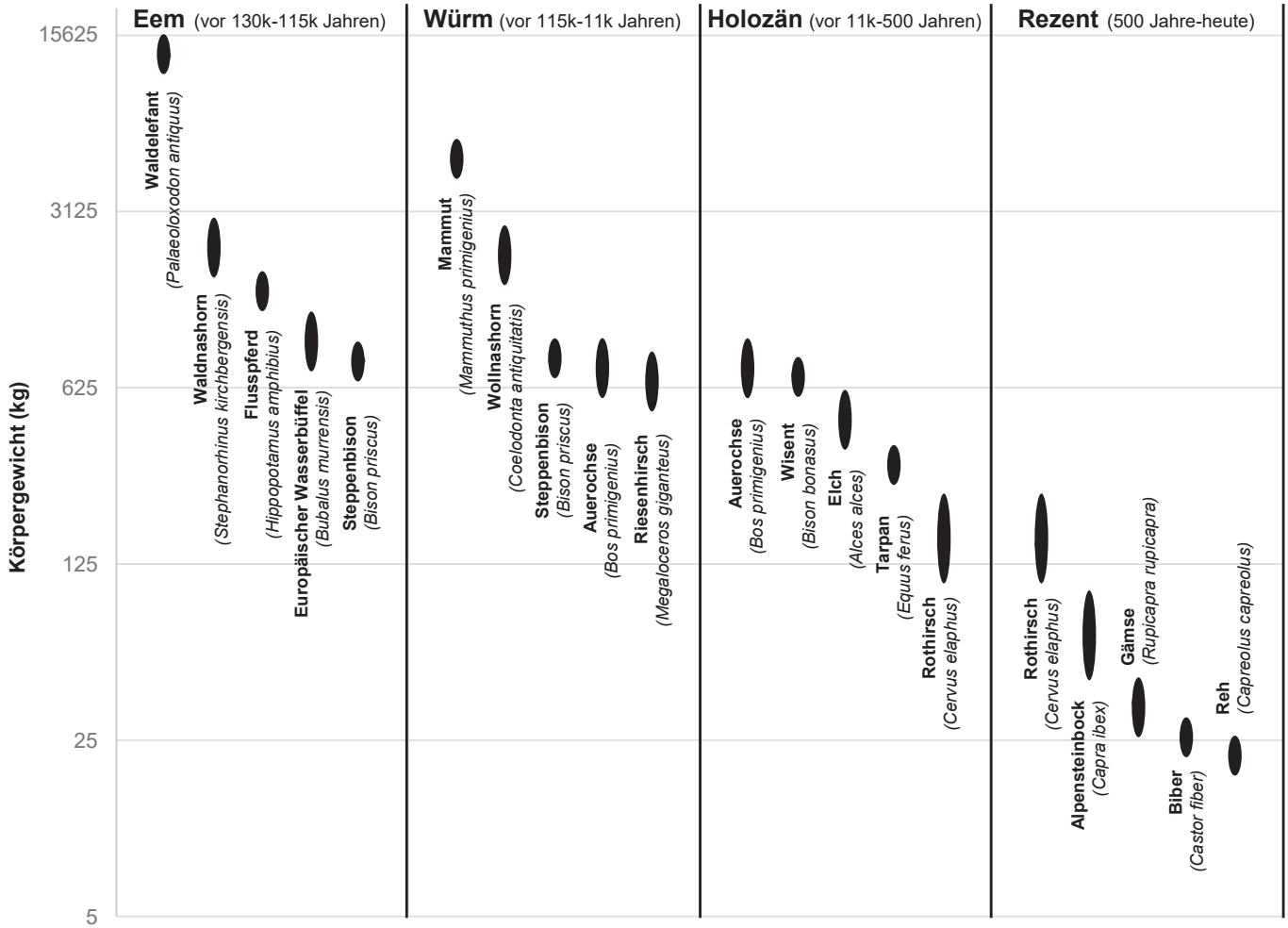


Abb. 1. Veränderung der Körpermasse grosser Pflanzenfresser im südwestlichen Mitteleuropa von der letzten Zwischenwarmzeit (Eem), über die letzte Eiszeit (Würm) bis zum Holozän und zur heutigen Fauna. Dargestellt sind jeweils die fünf schwersten wild lebenden Herbivoren der jeweiligen Epoche (Allesfresser wurden nicht berücksichtigt). Die Abbildung veranschaulicht den dramatischen Verlust grosser Pflanzenfresser ab dem Holozän. Da grosse Pflanzenfresser aufgrund ihres Nahrungsumsatzes und ihrer Fähigkeit zur Veränderung von Vegetationsstrukturen wichtige ökologische Funktionen ausüben, dürfte dieser Verlust die Dynamik der Landschaften erheblich verändert haben. Die Wirkung der heutigen wilden Herbivoren auf die Landschaft kann mit der von früheren Zeitaltern nicht mehr verglichen werden. Abgeleitet aus Sommer *et al.* (2016), Svenning *et al.* (2024) und Davoli *et al.* (2024), Körpermasse unter teilweiser Berücksichtigung von Geschlechtsdimorphismus geschätzt anhand diverser Online-Quellen. Die Y-Achse ist logarithmisch zur Basis 5 skaliert.

vanten anthropogenen Einfluss, zeigen pollenbasierte Vegetationsrekonstruktionen, dass lichte Waldformen und offene Landschaften im Mittel mehr als 50 % der Vegetationsbedeckung ausmachten. Zugleich war der Offenheitsgrad räumlich stark variabel (Pearce *et al.* 2023, 2025). Diese Struktur kann nur unter Berücksichtigung von Störungsprozessen durch Herbivoren schlüssig erklärt werden. Besonders in Flussauen, auf nährstoffarmen, trockenen und sehr nassen Standorten sowie topographisch leicht zugänglichen Stellen dürften offene Lebensräume dauerhaft oder wiederkehrend vorhanden gewesen sein.

Besonders relevant ist die jüngste, umfassende Analyse von Czyżewski *et al.* (2026): Für mitteleuropäische Flach- und Hügellandschaften erscheint ein dynamisches Wald-Offenland-Mosaik als derzeit besonders gut begründete Rekonstruktion der naturnahen Landschaft. Diese Erkenntnisse haben auch Einfluss auf unser künftiges Handeln im Naturschutz. Sie fordern uns heraus, unsere Vorstellung davon, wie eine natürliche und biodiversitätsreiche Landschaft aussehen sollte, zu überdenken.

2 Das Modell der Wilden Weide

2.1 Dauerhaft, gross und extensiv

«Wilde Weiden» werden in Deutschland und anderen europäischen Ländern seit fast 30 Jahren praktiziert (Abb. 2). Die bisherigen Erfahrungen zeigen ein grosses Potenzial für die Förderung der Biodiversität (Nickel *et al.* 2016; Bunzel-Drüke *et al.* 2008, 2019; Tab. 1). Das Modell orientiert sich an der Jahrmillionen alten, durch

grosse Pflanzenfresser beeinflussten Koevolution von Flora und Fauna. Zentral für eine Wilde Weide ist eine möglichst ganzjährige, sehr extensive Mischbeweidung mit Robustrassen von Rindern, oft kombiniert mit Pferdeartigen, auf grossen Flächen. Im Gegensatz zu Rewilding-Projekten, bei denen der Prozessschutz im Vordergrund steht, werden normalerweise nicht Wildtiere, sondern domestizierte Rassen eingesetzt. Die Tiere werden täglich vom Tierhalter betreut, sind auf einer definierten Fläche eingezäunt, und es werden hochwertige Weideprodukte hergestellt.

Ganzjährigkeit der Beweidung und Grösse der Weidefläche sind aus folgenden Gründen zentral: A) Jahreszeitliche Anpassungen: Im Sommer wird auf Wilden Weiden das Ertragspotenzial bewusst nicht voll abgeschöpft. Im Winter bearbeiten die Weidetiere Gehölze und überständige Vegetation. Es entsteht ein Lebensraummosaik mit fliessenden bis scharfen Übergängen von stark genutzten Weiderasen über höherwüchsige Vegetation und Gebüsche bis hin zu lichtem Wald. Durch die Unternutzung im Sommer entsteht ein kontinuierliches Blütenangebot und auch «weideempfindliche» Arten gelangen zum Blühen und Versamen. B) Massiver Anstieg der Insektenbiomasse: Neben dem Blütenangebot wirkt sich noch ein weiterer Faktor positiv auf die Produktion einer hohen Biomasse an Insekten aus. Dung ist eine wertvolle und hier ganzjährig verfügbare Nahrungsquelle. Er wird durch spezialisierte Insekten wie Dungkäfer abgebaut (vorausgesetzt der Antiparasitika-Gebrauch bei den Weidetieren wird auf das Minimum beschränkt). Ist die Ressource Dung wie auf vielen intensiv genutzten Weiden, aber auch herkömmlichen Naturschutzweiden, nur kurzzeitig verfügbar, können sich die Nahrungsnetze nur beschränkt entwickeln. Ein einziges, ganzjährig weidendes Rind kann die jährliche Entwicklung von 100 kg Insekten erwirken (Laurence 1954). C) Niedrige Besatzdichten: Grossräumigkeit ermöglicht erst den Einsatz von niedrigen Besatzdichten in einer geeigneten Herdenstruktur. Tritt, Frass und Dung können auf kleinen Flächen negative Einflüsse haben. Auf grossen Flächen verteilen sich diese «Störungen» besser, sind erwünscht und führen zu einer Strukturbereicherung. D) Flächenansprüche anspruchsvoller, grösserer Arten: Insbesondere Wirbeltiere (z. B. Vögel) brauchen

Tab. 1. Faunistische und floristische Erfolge aus Wilde-Weide-Projekten im Ausland, eine Literaturauswahl.

Quelle(n)	Gebiet und Land	Weideparameter	Dokumentierte Entwicklungen
Köhler *et al.* (2023)	Tote Täler (Sachsen-Anhalt, DE)	ca. 90 ha (Pferde)	Flora: Signifikante Zunahme typischer Pflanzenarten der Kalkhalbtrockenrasen. Herausragender Anstieg der Orchideen-Abundanz und -Vielfalt; im Speziellen wuchs die Population der Bienen-Ragwurz *(Ophrys apifera)* innerhalb von 8 Jahren von 1237 auf 4652 Exemplare.
Lorenz *et al.* (2021)	Oranienbaumer Heide (Sachsen-Anhalt, DE)	ca. 800 ha (Rinder und Pferde)	Fauna (Vögel): Extrem starke Zunahme gefährdeter Brutvogelarten halboffener Landschaften innerhalb von gut 10 Jahren. Die Heidelerche *(Lullula arborea)* stieg von 32 auf über 200 Reviere, der Ziegenmelker *(Caprimulgus europaeus)* von 15 auf 162 Reviere. Spontane Wiederbesiedlung durch den Wiedehopf *(Upupa epops)* mit einer Zunahme auf 31 Reviere.
Nickel *et al.* (2016)	Crawinkel und Rodachaue (Thüringen, DE)	ca. 2500 ha und 67 ha (Rinder und Pferde)	Fauna (Insekten): Innerhalb kürzester Zeit nach Projektstart kam es zu einer Explosion der Arten- und Individuendichte bei den Kleinzikaden.
Dvorský *et al.* (2022) / European Wildlife (2021)	Milovice (Mittelböhmen, CZ)	ca. 350 ha (Rinder, Pferde, Wisente)	Flora: Rasche Erhöhung der Pflanzendiversität. Die Populationsgrösse des vom Aussterben bedrohten Kreuz-Enzians *(Gentiana cruciata)* stieg um 367 % an, was das Überleben des hochgradig spezialisierten Kreuzenzian-Ameisenbläulings *(Phengaris rebeli)* sicherte.
Bonavent *et al.* (2023)	Mols Laboratory (Midtjylland, DK)	120 ha (Rinder und Pferde)	Flora: Die Studie zeigte nach vier Versuchsjahren, dass insbesondere ganzjährige Beweidung und reine Winterbeweidung die höchsten Werte der Pflanzenartenvielfalt (Alpha-Diversität) aufwiesen. Die stärkste Präsenz regional weniger verbreiteter Pflanzenarten wurde ebenfalls unter ganzjähriger und Winterbeweidung festgestellt. Die jährliche Mahd führte dagegen zu einer Dominanz von Gräsern gegenüber krautigen Blühpflanzen, während unbeweidete Brachen durch die Akkumulation von Streu die niedrigste Pflanzenartenvielfalt aufwiesen.



Abb. 2. Wilde Weiden in Deutschland werden meist mittels einer Kombination verschiedener Weidetierarten wie Rinder, Pferde und Wasserbüffel bestossen: Oranienbaumer Heide (oben links), Taubergiessen (oben rechts), Alperstedter Riet (unten links) und Wulfener Bruch (unten rechts). (Fotos: Simon Lehnert, Josef Senn)

grosse, zusammenhängende Lebensräume, damit sich langfristig stabile Populationen ausbilden können. E) Landschaftsqualität: Durch die unterschiedlichen Weideintensitäten entstehen vielfältige, fliessend ineinander übergehende Strukturen, die sich dem Idealbild einer arkadischen Landschaft annähern können (vgl. Luick 2001; Rodewald und Gantenbein 2018).

2.2 Wilde Weiden in der Schweiz?

In Deutschland sind Wilde Weiden über Jahrzehnte aus lokalen Initiativen heraus entstanden, ohne dass ein einheitliches, übergeordnetes Konzept zugrunde lag. Entsprechend unterscheiden sich die Projekte hinsichtlich ihrer Ziele, dem Management und der Organisation. Faunistisch-botanische Wirkungskontrollen wurden nicht systematisch durchgeführt und mit dem Ausgangszustand vergleichende Daten sind nur begrenzt verfügbar. Die vorhandenen Untersuchungen zeigen jedoch bei zahlreichen Artengruppen deutlich positive Entwicklungen (Tab. 1) und bestätigen das grosse Potenzial des Ansatzes für die Biodiversitätsförderung.

In der Schweiz sind extensive Ganzjahresweiden bisher nicht vorhanden. Eine Ausnahme bilden die zwei laufenden Wisent-Projekte in Welschenrohr und Suchy. Diese Projekte verfolgen mit der Wiedereinführung und Erhaltung einer ausgerotteten Wildtierart aber ein deutlich anderes Ziel. Die kleinräumigen Eigentums- und Nutzungsstrukturen der Schweiz stellen eine besondere Herausforderung für die Umsetzung grossflächiger Weidesysteme dar. Wilde Weiden werden nicht alle Bereiche der Biodiversitätsförderung abdecken können. Sie können aber in der Umkehr der Biodiversitätskrise eine wichtige Rolle spielen. Wo sich die Chance bietet, grossräumig zu denken und umzusetzen, sollte die Möglichkeit gezielt erprobt werden.

In einer fachlich breit abgestützten Arbeitsgruppe wurden im Jahr 2023 Kriterien verabschiedet, wie eine Wilde Weide für die Schweiz definiert werden soll (Tab. 2). Bei der Grösse wird davon ausgegangen, dass ab 25 ha die positiven Effekte des Systems bereits gut abgebildet werden können, aber es gilt im Normalfall die Regel, je grösser die Weide, desto sicherer die gewünschte Wirkung. Obligatorisch sind Mischweiden mehrerer Herbivorenarten, weil durch die artspezifische Verhaltens- und Ernährungsweise unterschiedliche Weidewirkungen erzeugt werden. Ausgehend von deutschen Erfahrungswerten wird eine Besatzdichte zwischen 0,3 bis 0,8 GVE/ha angestrebt.

Tab. 2. Kumulativ zu erfüllende Kriterien für Schweizer Pilotprojektgebiete

Kriterium	Umschreibung
Fläche	mind. 25 Hektaren; Umzäunung, aber grundsätzlich keine Koppeln
Bestossungsdichte	0,3 bis 0,8 Grossvieheinheiten pro ha und Jahr
Bestossungsdauer	ganzjährig
Höhenlage	Tieflagen bis ca. 1000 m ü. M. (je nach Region/Exposition)
Naturschutzrelevanz	vorhanden
Arten/Rassen	Robustrassen, Mischweiden (z. B. Rinder und Pferde)
Antiparasitika	keine prophylaktische Behandlung
Weidepflege	auf ein Minimum beschränkt
Zufütterung	nur in Ausnahmesituationen

2.3 Wo Wilde Weiden eine Chance bieten

Die Schweiz weist auf engem Raum eine ausserordentliche Vielfalt an Landschafts- und Lebensraumtypen auf. Einige davon eignen sich besonders gut für eine grossflächige, ganzjährige extensive Beweidung (Abb. 3). Im Mittelland könnte der Ansatz insbesondere bei grossflächigen Feuchtgebieten, welche unter Eutrophierung und Verschilfung leiden, sowie auf für Beweidung geeigneten wiedervernässten, degradierten Moorböden interessant sein (vgl. Fabian *et al.* 2024 und Abel *et al.* 2019). Im Jura bieten Wilde Weiden dort eine Perspektive, wo aufgrund wirtschaftlicher und struktureller Veränderungen wertvolle Trockenweiden nicht mehr optimal erhalten werden. Ganz besondere Chancen eröffnen sich in den Südalpen: Hier steht möglicherweise ein probates Mittel zur Verfügung, die letzten grossflächigen, noch nicht verwaldeten Hanglagen vor einer ökologischen Verarmung zu bewahren. Bislang haben die betroffenen Kantone und der Bund kaum Mittel gefunden, um dem Verlust von arbeitsintensiven Grenzertragslagen entgegenzuwirken. Ähnliche Probleme werden in den Tälern der Zentralalpen immer augenfälliger (Dipner *et al.* 2008). Auch Auenlandschaften bieten interessante Möglichkeiten für Wilde Weiden,



Abb. 3. Wilde Weiden bieten insbesondere dort neue Möglichkeiten, wo etablierte und traditionelle Nutzungen an Grenzen stossen oder grossflächige Landschaftsräume ohnehin extensiv genutzt werden müssen. Mögliche Anwendungsbeispiele sind verbuschende und verwaldende Trockenhänge in den Süd- und Zentralalpen oder im Jura (oben), verschilfte Feuchtgebiete im Mittelland (unten links) und Auengebiete (unten rechts). (Fotos: Thomas Hertach, Simon Lehnert)

hier lagen traditionell attraktive Äsungsflächen und in Alpennähe vor allem die Überwinterungsgebiete der wilden Herbivoren. Militärische Übungsplätze und ehemalige Abbaugebiete stellen Potenzialräume dar, sofern ihre Grösse und Nutzung eine ganzjährige, extensive Beweidung zulassen.

3 Interessante Schnittstellen und Nebeneffekte

Wilde Weiden können verschiedene Aufgaben von öffentlichem Interesse verbinden. Im Besonderen sind dies: A) Verknüpfung mit nationalen Strategien: Die Ökologische Infrastruktur verlangt als Generationenprojekt im Naturschutz den Aufbau ausreichend grosser und funktional miteinander verbundener Kern- und Vernetzungsgebiete. Wilde Weiden könnten dazu beitragen, die häufig getrennt betrachteten Ansprüche von landwirtschaftlicher Nutzung und Biodiversitätsförderung stärker miteinander zu verbinden. Angesichts des internationalen «30by30»-Ziels – bis 2030 mindestens 30 % der Landesfläche für die Biodiversität zu sichern – gewinnen integrative Ansätze an Dringlichkeit. B) Klimaresilienz und -schutz: Wilde Weiden können zur Klimaresilienz von Landschaften beitragen (z. B. Malhi *et al.* 2022). Die Heterogenität des Lebensraumes erzeugt eine Vielfalt an Nischen und Rückzugsräumen, sodass Arten auch bei Extremereignissen geeignete Habitate vorfinden. Pionierlebensräume wie offene Bodenstellen schaffen fortlaufend neue Chancen zur Besiedelung, Ausbreitung und Etablierung. Schliesslich können artenreiche Nahrungsnetze auch die Resilienz gegenüber klimabedingten Störungen erhöhen. Im Bereich Klimaschutz zeichnet sich ein bislang wenig beachtetes Potenzial ab. Modellierungen, konzeptionelle Arbeiten und Messungen zeigen, dass die Einbindung tierischer Prozesse die Kohlenstoffbilanz von Ökosystemen verändern und unter bestimmten Bedingungen die Kohlenstoffspeicherung erhöhen kann (Rizzuto *et al.* 2024; Schmitz *et al.* 2023; Lindenberger *et al.* 2026). Inwieweit sich diese Mechanismen positiv auf die Klimabilanz von Wilden Weiden mit ihren unterschiedlichen Rahmenbedingungen bezüglich Vorgeschichte, Bodenbeschaffenheit oder Niederschlag übertragen lassen, ist jedoch noch wenig untersucht. C) Bedrohte Tierrassen: Heutige Intensivrassen sind für Wilde Weiden wegen ihrem Verhalten (vgl. Pauler und Schneider 2020), den Ernährungsansprüchen und den Anforderungen im Winterhalbjahr nicht oder wenig geeignet. Extensivrassen wie das Hinterwälder Rind, das Rätische Grauvieh, urtümliche Robustpferde oder der Karpatenbüffel sind bedroht. Wilde Weiden können neue Nutzungsperspektiven eröffnen und einen Beitrag leisten, diese gefährdeten Rassen zu erhalten. D) Tierwohl und Weideprodukte: Nutztiere verbleiben auf Wilden Weiden in menschlicher Obhut und unter regelmässiger Aufsicht, um Gesundheit und Wohlbefinden sicherzustellen. Die Weidetiere geniessen grosse Bewegungsfreiheit mit ganzjähriger Freilandhaltung und können in arttypischer Herdenstruktur leben. Gleichzeitig entstehen hochwertige Fleischprodukte schonend, umweltfreundlich und im Einklang mit der Biodiversität. E) Erholung und Umweltbildung: Je nach Projekt werden die Wilden Weiden auf markierten Wegen begehbar und so für die Öffentlichkeit erlebbar sein. Halboffene Weidelandschaften mit frei umherlaufenden Tieren erfreuen sich in ausländischen Projektgebieten grosser Beliebtheit und werden für die Umweltbildung genutzt. Der Bezug des Menschen zur Natur erhält neue Zugänge – mit den Weidetieren, der Dimension der Flächen und der Vielfalt an wildlebenden Organismen –, die wir aus unserer Umgebung nicht mehr kennen. Dies könnte auch dazu beitragen, dem Phänomen des Shifting Baseline Syndrome entgegenzuwirken, bei dem sich gesellschaftliche Vorstellungen von einem «normalen» Naturzustand schrittweise an immer verarmtere Verhältnisse gewöhnen (Tree 2022). Gleichzeitig liegt die Vermutung nahe, dass viele Menschen eine durch Tiere geprägte Biodiversitätsförderung als naheliegender und konsequenter empfinden als den Einsatz mit Motorsägen, Mulchgeräten und Raupenmähern.

4 Verein arbeitet an Pilotprojekten

Um ganzjährige, extensive Grossweiden in der Schweiz zu erproben, wurde im Mai 2023 der Verein «Wilde Weiden Schweiz» gegründet *(www.wildeweiden.ch)*. Er betreibt eine Geschäftsstelle und arbeitet mit einer Begleitgruppe aus kantonalen und nationalen Behörden, Forschungsinstituten, Interessenverbänden und NGOs zusammen. Grundlegendes Ziel ist der Aufbau von 4 bis 9 Pilotprojekten in unterschiedlichen geographischen Räumen und Lebensraumtypen. Diese Pilotprojekte sollen über eine Laufzeit von rund 10 Jahren wissenschaftlich begleitet werden und aufzeigen, welche Leistungen bezüglich Biodiversitätsförderung, Landschaftsentwicklung, sozialwissenschaftlichen und ökonomischen Faktoren erzielt werden können. Die gewonnenen Erfahrungen sollen anschliessend als Grundlage für die politische, landwirtschaftliche und gesellschaftliche Weiterentwicklung und Verankerung dienen.

Der Verein hat bislang verschiedene grundlegende Fragestellungen in Fachgutachten untersuchen lassen, wie etwa den Umgang mit Grossraubtieren, die Sicherstellung des Tierwohls sowie Schnittstellen zu Jagd und Tourismus. Einen zentralen Stellenwert nimmt zudem die Suche nach geeigneten Pilotgebieten ein. Dazu gehören Kontaktaufnahmen, Wissenstransfer, die Erarbeitung von Grobkonzepten und die Begleitung von Bewilligungsverfahren – die Kooperation reicht von interessierten Tierhaltern und betroffenen Grundeigentümern bis hin zu kantonalen und nationalen Behörden. Gemäss aktuellem Stand bestehen gute Aussichten, dass ab 2028 vier Projektgebiete in die Umsetzung gehen können; weitere Perimeter sind in Diskussion. Die vier Pilotprojekte decken verbuschte und verwaldende Trockenhänge, Auen, Wald-Offenland-Komplexe in der Hügelzone und degenerierte Moorböden ab. Sie spie-

geln damit eine breite Auswahl typischer Schweizer Situationen wider und verfügen mit einer Durchschnittsfläche von über 50 ha über beachtliche Grössen.

5 Danksagung

Die Autoren danken den Geldgebern der ersten Projektphase (bis Ende 2026) für ihr grosses Vertrauen und ihre Offenheit, in ein noch wenig etabliertes Modell zu investieren: Bundesamt für Umwelt, Fonds Landschaft Schweiz, Somaha Stiftung, Ernst Göhner Stiftung, Fondation de bienfaisance Jeanne Lovioz, Haldimann Stiftung, Ella & J. Paul Schnorf Stiftung, Ala – Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, Walter und Eileen Leder-Stiftung, Zigerli-Hegi-Stiftung, Paul Schiller Stiftung, Markus Oettli Stiftung, Pro Natura Baselland und Schweizerische Vogelwarte Sempach. Zudem durften wir auf viele private Spender zählen. Die Stakeholder in den Pilotprojekten sind bereit, sich auf ein neues Modell einzulassen; insbesondere stellen Grundeigentümer ihr Land zur Verfügung und Landwirte sind offen für eine neue Form der Tierhaltung. Josef Senn überliess uns zwei Bilder zu Wilden Weiden Deutschlands für diesen Artikel. Wir danken auch den Mitgliedern der Begleitgruppe für ihre Unterstützung und ihre kompetente und kooperative Beratung. Zu guter Letzt geht ein Dank an die Praktiker aus Deutschland, welche uns nicht nur immer neu inspirieren, sondern auch helfend zur Seite stehen und sich aktiv am Wissenstransfer beteiligen.

6 Literatur

Abel S., Barthelmes A., Gaudig G., Joosten H., Nordt A., Peters J. (2019) Klimaschutz auf Moorböden. Lösungsansätze und Best-Practice-Beispiele. Greifswald: Selbstverlag, Greifswald Moor Centrum (Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 03⁄2019). 84 S.

Bonavent C., Olsen K., Ejrnæs R., Fløjgaard C., Hansen M. D. D., Normand S., Svenning J.-C., Bruun H. H. (2023) Grazing by semi-feral cattle and horses supports plant species richness and uniqueness in grasslands. Appl. Veg. Sci. 26, 1: e12718.

Bunzel-Drüke M., Böhm C., Finck P., Kämmer G., Luick R., Reisinger E., Riecken U., Riedl J., Scharf M., Zimball O. (2008) «Wilde Weiden»: Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. 2. Auflage. Bad Sassendorf-Lohne: Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU). 215 S.

Bunzel-Drüke M., Reisinger E., Böhm C., Buse J., Ellwanger G., Finck P., Freese J., Grell H., Hauswirth L., Herrmann A., Idel A., Jedicke E., Joest R., Kämmer G., Kapfer A., Köhler M., Kolligs D., Krawczynski R., Lorenz A., Luick R., Mann S., Nickel H., Raths U., Riecken U., Röder N., Rössling H., Rupp M., Schoof N., Schulze-Hagen K., Sollmann R., Ssymank A., Thomsen K., Tillmann J. E., Tischew S., Vierhaus H., Vogel C., Wagner H.-G., Zimball O. (2019) Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. 2. überarbeitete Auflage. Bad Sassendorf: Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz. 288 S.

Cornelius R., Bokdam J., Krüsi B.O. (2001) Zur Bedeutung der Koevolution von Huftieren und Pflanzen für das Management seminatürlicher Ökosysteme in Mitteleuropa. Natur und Kulturlandschaft 4: 20–28.

Czyżewski S., Søndergaard S.A., Molnár Á.P., Kerr M.R., Kristensen J.A., Atkinson J., Trepel J., Sykut M., Radzikowski P., Termansen S.S., Wałach K., Pearce E.A., Pang S.E.H., Zając B., Bergman J., Thomassen E.S., Mungi N., Fløjgaard C., Ejrnæs R., Buitenwerf R., Svenning J.C. (2026) Revisiting Europe's temperate forests: Palaeoecological evidence for an herbivory-driven woodland-grassland mosaic biome. Biol. Conserv. 316: 111749.

Davoli M., Monsarrat S., Pedersen R. Ø., Scussolini P., Karger D.N., Normand S., Svenning J.-C. (2024) Megafauna diversity and functional declines in Europe from the Last Interglacial to the present. Glob. Ecol. Biogeogr. 33, 1: 34–47.

Dipner M., Volkart G., Urech M. (2008) Entwicklung von Walliser Steppen seit Mitte des 20. Jahrhunderts. Biotopinventarprogramm BAFU – Trockenwiesen und -weiden. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU). 49 S.

Dvorský M., Mudrák O., Doležal J., Jirků M. (2022) Reintroduction of large herbivores restored plant species richness in abandoned dry temperate grassland. Plant Ecol. 223, 5: 525–535.

European Wildlife (2021) The grazing of large ungulates has saved an endangered flower. Its numbers have increased by 367 %, with the numbers of young plants rising by thousands of per cent. Online-Publikation vom 29. November 2021. URL: *eurowildlife.org/news/the-grazing-of-large-ungulates-has-saved-an-endangered-flower-its-numbers-have-increased-by-367-with-the-numbers-of-young-plants-rising-by-thousands-of-per-cent*. Abgerufen am 1. September 2026.

Fabian Y., Hutchings C., Wüst-Galley C., Jacot K., Walder F., Holzkämper A., Klaus V.H., van der Meer M., Kay S. (2024) Standortangepasste Nutzungen für vernässende landwirtschaftliche Flächen: Hintergrund und allgemeine Informationen. Agroscope Transfer 539: 32 S.

Fischer S.F., Poschlod P., Beinlich B. (1996) Experimental Studies on the Dispersal of Plants and Animals on Sheep in Calcareous Grasslands. J. Appl. Ecol. 33, 5: 1206–1222.

Kapfer A. (2010) Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. Darstellung im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzungssysteme im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. Naturschutz Landschaftspl. 42, 5: 133–140.

Köhler M., Schmidt A., Hölzel N., Baasch A., Tischew S. (2023) Positive long-term effects of year-round horse grazing in orchid-rich dry calcareous grasslands – Results of a 12-year study. Front. Ecol. Evol. 11: 1107987.

Laurence B.R. (1954) The larval inhabitants of cow pats. J. Anim. Ecol. 23, 2: 234–260.

Lindenberger A., von der Thannen M., Rauch H.P., Baldocchi D., Pindus M., Szutu D., Verfaillie J., Kasak K. (2026) Contrasting carbon dynamics in grazed and flood-prone grasslands on mineral and degraded peat soils. Agric. Ecosyst. Environment 409: 110531.

Lorenz A., Schonert A., Hensen H., Henning K., Tischew S. (2021) Der fortschreitende Biodiversitätsverlust ist umkehrbar: Steigerung der Brutvogeldichte in nutzungsabhängigen FFH-Lebensräumen durch großflächiges, naturschutzkonformes Management. Acta ornithoecologica 9, 3: 233–246.

Luick R. (2001) Unterwegs nach Bukolien und Arkadien. Petermanns Geogr. Mitt. 145, 5⁄6: 54–71.

Malhi Y., Lander T., le Roux E., Stevens N., Marcias-Fauria L., Wedding L., Girardin C., Kristensen J., Sandom C., Evans T., Svenning J., Canney S. (2022) The role of large wild animals in climate change mitigation and adaptation. Curr. Biol. 32, 4: R181–R196.

Nickel H., Reisinger E., Sollmann R., Unger C. (2016) Aussergewöhnliche Erfolge des zoologischen Artenschutzes durch extensive Ganzjahresbeweidung mit Rindern und Pferden – Ergebnisse zweier Pilotstudien an Zikaden in Thüringen, mit weiteren Ergebnissen zu Vögeln, Reptilien und Amphibien. Landschaftspflege Naturschutz Thüringen 53, 1: 5–20.

Pauler C.M., Schneider M.K. (2020) Nicht alle Rinder fressen gleich: Einfluss der Rasse auf die Weidevegetation. Agrarforsch. Schweiz 11: 244–251.

Pearce E.A., Mazier F., Normand S., Fyfe R., Andrieu V., Bakels C., Balwierz Z., Bińka K., Boreham S., Borisova O. K., Brostrom A., de Beaulieu J.-L., Gao C., González-Sampériz P., Granoszewski W., Hrynowiecka A., Kołaczek P., Kuneš P., Magri D., Malkiewicz M., Mighall T., Milner A. M., Möller P., Nita M., Noryśkiewicz B., Pidek I.A., Reille M., Robertsson A.-M., Salonen J.S., Schläfli P., Schokker J., Scussolini P., Šeirienė V., Strahl J., Urban B., Winter H., Svenning J.-C. (2023) Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before *Homo sapiens.* Sci. Adv. 9, 45: eadi9135.

Pearce E.A., Mazier F., Davison C.W., Baines O., Czyżewski S., Fyfe R., Bińka K., Boreham S., de Beaulieu J.-L., Gao C., Granoszewski W., Hrynowiecka A., Malkiewicz M., Mighall T., Noryśkiewicz B., Pidek I. A., Strahl J., Winter H., Svenning J.C. (2025) Beyond the closed-forest paradigm: cross-scale vegetation structure in temperate Europe before the late-Quaternary megafauna extinctions. Earth Hist. Biodivers. 3: 100022.

Pykälä J. (2000) Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. Conserv. Biol. 14, 3: 705–712.

Rizzuto M., Leroux S. J., Schmitz O.J. (2024) Rewiring the carbon cycle: A theoretical framework for animal-driven ecosystem carbon sequestration. J. Geophys. Res. Biogeosci. 129, 6: e2024JG008026.

Rodewald R., Gantenbein K. (Hg.) (2018) Arkadien: Landschaften poetisch gestalten. 2. Auflage. Zürich: Edition Hochparterre. 192 S.

Schaub M., Zbinden N., Martinez N., Maurer M., Ioset A., Spaar R., Weisshaupt N., Arlettaz R. (2008) Vögel brauchen lückige Vegetation zur Nahrungssuche. Sempach: Schweizerische Vogelwarte (Faktenblatt Landwirtschaft). 4 S.

Schmitz O. J., Sylvén M., Atwood T.B., Bakker E.S., Berzaghi F., Brodie J.F., Cromsigt J.P.G.M., Davies A.B., Leroux S.J., Schepers F.J., Smith F.A., Stark S., Svenning J.-C., Tilker A., Ylänne H. (2023) Trophic rewilding can expand natural climate solutions. Nat. Clim. Change 13, 4: 324–333.

Schulze-Hagen K. (2008) Vögel und ihre Lebensräume vor 200 Jahren. Falke 55, 9: 334–341.

Sommer R.S., Giesecke T., Benecke N., Schmölcke U. (2016) Vom Mammut zum Rothirsch: Dynamik der Megafauna am Ende der Eiszeit. Natur und Landschaft 91, 11: 508–513.

Svenning J.-C., Lemoine R.T., Bergman J., Buitenwerf R., Le Roux E., Lundgren E., Mungi N., Pedersen R.Ø. (2024) The late-Quaternary megafauna extinctions: Patterns, causes, ecological consequences and implications for ecosystem management in the Anthropocene. Cambridge Prisms: Extinction 2, e5: 1–27.

Tree I. (2022) Wildes Land – Die Rückkehr der Natur auf unser Landgut. Erste Auflage. Köln: DuMont Buchverlag. 416 S.

Young O.P. (2015) Predation on Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): A Literature Review. Trans. Am. Entomol. Soc. 141, 1: 111–155.

Abstract

Year-round grazing landscapes – Switzerland's untapped biodiversity potential

Our native flora and fauna evolved in landscapes shaped by large grazing animals over millions of years. As many of these herbivores vanished in the wild, landscape dynamics changed considerably, and many species adapted to these processes have declined sharply. Although domesticated livestock remain abundant on Switzerland's mountain summer pastures, extensive grazing has largely disappeared from the lowlands. By bringing back these four-legged landscape architects, we can create new opportunities for biodiversity conservation while supporting site-adapted, low-intensity agricultural production. As a valuable complement to established conservation measures, a newly founded association aims to test year-round, extensively grazed mixed pastures on large areas (> 25 ha), known as "Wilde Weiden" ("wild pastures"), in scientifically monitored pilot projects. Our concept draws on natural history and on successful projects abroad, for example in Germany.

Keywords: biodiversity, conservation grazing, ecosystem change, large herbivores, marginal agricultural land, traditional livestock breeds, woody encroachment

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Landwirtschaft und Schutzgebiete: Zwischen Nutzung und Biodiversitätserhalt in multifunktionalen Landschaften

Schutzgebiete sind für die Biodiversität zwar unverzichtbar, ihre ökologische Wirkung ist jedoch eng mit den umgebenden Landschaften verknüpft. In Agrarlandschaften hängt ihr Beitrag zur Biodiversität nicht nur von Grösse, Schutzstatus und Management ab, sondern auch von Landnutzung, Vernetzung und ökologischen Prozessen, die Schutzgebietsgrenzen überschreiten. Zugleich sind viele Lebensräume von hoher Qualität auf eine kontinuierliche Bewirtschaftung angewiesen. Landwirtschaft kann Schutzgebiete sowohl stärken als auch beeinträchtigen, während geschützte und extensiv genutzte Gebiete mit einer biodiversitätsfördernden Bewirtschaftung für landwirtschaftliche Produktion, Erholung und Naturerleben wichtige ökologische Prozesse unterstützen können. Entscheidend ist daher, wie Landwirtschaft und Schutzgebiete gemeinsam zur Multifunktionalität der Landschaften in der Schweiz beitragen können.

Petra Dieker und Vincent Grognuz

Agrarlandschaft und Biodiversität, Agroscope, Zürich

1 Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Schutzgebieten verstehen und gestalten

Schutzgebiete sind für den Erhalt der Biodiversität unverzichtbar. Jedoch sind sie nicht als isolierte Einheiten zu betrachten, da sie in Landschaften eingebettet sind (Abb. 1). Die Landnutzung in ihrem Umfeld kann die funktional verfügbare Habitatfläche, Störungsregime sowie hydrologische Prozesse und Nährstoffflüsse verändern. Sie beeinflusst zudem die Ausbreitung und Wanderung von Arten, die Qualität und Verfügbarkeit von Quellhabitaten sowie Belastungen an Schutzgebietsrändern (DeFries *et al.* 2007; DeFries *et al.* 2005). Umgekehrt können geeignete Habitate in der umgebenden Landschaft die effektiv verfügbare Fläche für Habitatspezialisten vergrössern, während Habitatverluste in der Umgebung die Isolation erhöhen können (DeFries *et al.* 2005). Die ökologische Wirksamkeit von Schutzgebieten



Abb. 1. Das Naturschutzgebiet «Le Maupas» im Kanton Freiburg, eingebettet in eine landwirtschaftlich geprägte Landschaft. Das ehemals für den Torfabbau genutzte Gebiet wird heute von Pro Natura Freiburg betreut und bietet zahlreichen Tier- und Pflanzenarten einen wichtigen Lebensraum. Die unmittelbare Nachbarschaft zu landwirtschaftlichen Nutzflächen veranschaulicht die räumliche Verflechtung von Schutzgebieten und ihrer Umgebung. (Foto: © Vincent Grognuz)

hängt daher auch vom Zustand und von der räumlichen Struktur der Landschaft ausserhalb ihrer rechtlichen Grenzen ab. Der Begriff Schutzgebiete umfasst hier formal ausgewiesene Schutzflächen sowie geschützte Lebensräume, die über Bundesinventare rechtlich verankert sind, etwa Trockenwiesen und -weiden oder Biotope von nationaler Bedeutung, und in die umgebende Landschaft eingebettet bleiben.

Die Landwirtschaft nimmt in diesem Zusammenhang eine doppelte Rolle ein. Durch Landnutzungsintensivierung, den Einsatz von Agrochemikalien, Eingriffe in den Wasserhaushalt und den Verlust von Landschaftselementen durch Meliorationen kann sie Schutzgebiete und Habitate mit hoher Qualität ausserhalb der Schutzgebiete beeinträchtigen. Zugleich sind zahlreiche Lebensräume von hohem Naturschutzwert in mitteleuropäischen Kulturlandschaften, beispielsweise Heiden, Trockenwiesen und -weiden sowie alpine Weidelandschaften, durch jahrhundertelange extensive landwirtschaftliche Nutzung entstanden und auf eine fortgesetzte angepasste Nutzung angewiesen. Gerade sekundäre Grünlandlebensräume würden sich ohne Nutzung oder Pflege langfristig durch Sukzession verändern. Sowohl Nutzungsintensivierung als auch Nutzungsaufgabe können diese Lebensräume tiefgreifend verändern und ihre charakteristische Artenvielfalt gefährden (Török *et al.* 2016; O'Rourke und Kramm 2012; Shipley *et al.* 2024). Landwirtschaft kann Schutzgebiete somit einerseits belasten und andererseits für den Erhalt bestimmter Lebensräume unverzichtbar sein. Schutzgebiete allein können jedoch nicht das gesamte Spektrum der Biodiversität in Agrarlandschaften abdecken. Zahlreiche Arten sind auch auf extensiv bewirtschaftete und andere ökologisch wertvolle Lebensräume ausserhalb von Schutzgebieten angewiesen. Halbnatürliche Lebensräume wie Hecken, artenreiche Wiesen, krautige Säume oder extensiv genutzte Weiden innerhalb und im Umfeld von Schutzgebieten können zudem ökologische Prozesse unterstützen, die für Agrarlandschaften relevant sind. Ihr Ressourcenangebot und ihre Strukturvielfalt können Bestäuber, natürliche Gegenspieler von Schädlingen und weitere Organismengruppen fördern. Strukturreiche Agrarlandschaften weisen im Allgemeinen eine höhere Biodiversität auf als strukturarme Landschaften (Bartual *et al.* 2019; Estrada-Carmona *et al.* 2022). Dies führt jedoch nicht zwangsläufig zu einer stärkeren Bestäubung oder natürlichen Schädlingsregulation und damit auch nicht automatisch zu höheren landwirtschaftlichen Erträgen. Die jeweiligen Effekte hängen von Habitatqualität und -quantität, den angebauten Kulturpflanzen und Bewirtschaftungssystemen, dem Landschaftskontext sowie von Mobilität und Ressourcenansprüchen der betreffenden Organismen ab (Holland *et al.* 2017; Martin *et al.* 2019).

Die Bewirtschaftung von Flächen um und zwischen Schutzgebieten kann durch Pufferfunktionen, ergänzende Lebensräume und funktionale Vernetzung zum Biodiversitätserhalt beitragen. Ihre Wirkung hängt von den Zielhabitaten und -organismen, grenzüberschreitenden Belastungen sowie von Ort und Zeitpunkt der Massnahmen ab. Massnahmen müssen deshalb räumlich und zeitlich aufeinander abgestimmt sein; zugleich müssen die entsprechenden Bewirtschaftungsformen für die Betriebe tragfähig bleiben. Die folgenden Kapitel erläutern diese Zusammenhänge und ordnen sie für die spezifischen Landnutzungsbedingungen der Schweiz ein.

2 Ökologische Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Schutzgebieten

2.1 2.1 Extensive Landnutzung schafft und erhält vielfältige Kulturlandschaften

Viele ökologisch wertvolle Lebensräume Mitteleuropas sind eng mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung verbunden. Sogenannte High-Nature-Value-Farmland-Systeme (HNV-Systeme) verbinden eine geringe Nutzungsintensität, halbnatürliche Vegetation und ein Mosaik aus bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen. Ihre konkrete Ausprägung und ihr Biodiversitätswert variieren jedoch regional (Paracchini *et al.* 2008; Varela *et al.* 2025). In der Schweiz können Trockenwiesen und -weiden (TWW), Flachmoore von nationaler Bedeutung, extensiv bewirtschaftete Wiesen, Wytweiden (Abb. 2), Hochstammobstgärten und alpine Weidelandschaften wichtige Elemente solcher extensiv genutzten Kulturlandschaften darstellen. Viele dieser Lebensräume benötigen eine fortgesetzte standortgerechte Bewirtschaftung, etwa Mahd, Beweidung oder Gehölzpflege, um ihre charakteristische Artenzusammensetzung zu erhalten (Billeter *et al.* 2007; Buttler *et al.* 2012; Boch *et al.* 2024).

Auch traditionelle Agroforstsysteme, darunter silvopastorale Systeme, können die Habitatheterogenität erhöhen und dadurch bestimmte Organismengruppen gegenüber strukturarmem Offenland fördern (Mupepele *et al.* 2021). Ein genereller Biodiversitätsvorteil lässt sich daraus jedoch nicht ableiten; entscheidend sind der Systemtyp, die Vergleichsnutzung, der Landschaftskontext und die Nutzungsgeschichte. In den Schweizer Alpen war eine vielfältigere Landnutzung auf Dorfebene mit einer höheren Pflanzenvielfalt verbunden; ungedüngte Mähwiesen wiesen zudem mehr Pflanzenarten auf als gedüngte oder beweidete Grünlandflächen (Fischer *et al.* 2008). Welche Bewirtschaftung geeignet ist, hängt dabei von den ökologischen Anforderungen der jeweiligen Lebensräume und Arten ab.

2.2 Die Landwirtschaft kann die Funktionen von Schutzgebieten stärken

Landwirtschaftliche Flächen im Umfeld von Schutzgebieten können deren Biodiversitätsfunktion unterstützen, wenn Bewirtschaftung und räumliche Anordnung die Lebensräume und ökologischen Prozesse innerhalb der Schutzgebiete ergänzen. Biodiversitätsfreundliche



Abb. 2. Wytweiden verbinden offene Weideflächen mit Einzelbäumen und Baumgruppen und bilden so ein vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Lebensräume. Der Erhalt dieser traditionell landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften erfordert eine standortangepasste Beweidung und Gehölzpflege. Sie veranschaulichen, wie landwirtschaftliche Nutzung zum Erhalt ökologisch wertvoller Lebensräume beitragen kann. (Foto: © Sandrine Wider)

Bewirtschaftung kann den Fortbestand von Populationen begünstigen; Intensivierung kann dagegen Homogenisierung, Fragmentierung und Randbelastungen verstärken (Tavares *et al.* 2019).

Studien aus Deutschland verdeutlichen die Bedeutung der umgebenden Agrarlandschaft: In Natura-2000-Gebieten war die Insektenbiomasse im Schutzgebietsinneren tendenziell höher als an den Rändern und auf angrenzenden Ackerflächen. Zudem stieg die Zahl nachgewiesener Pflanzenschutzmittelrückstände in Schutzgebieten mit dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen in deren Umfeld (Mühlethaler *et al.* 2024; Brühl *et al.* 2021). Ein hoher Ackeranteil kann zudem den Rückgang wenig mobiler Arthropoden im Grünland verstärken (Seibold *et al.* 2019). Diese Ergebnisse weisen auf einen Einfluss der Landschaftsmatrix hin, belegen jedoch keinen einfachen kausalen Zusammenhang.

Halbnatürliche Lebensräume und Landschaftselemente ausserhalb von Schutzgebieten können für verschiedene Organismengruppen komplementäre Ressourcen bereitstellen (Bartual *et al.* 2019). So können beispielsweise Hecken Blüten- und weitere Nahrungsressourcen, Nistmöglichkeiten sowie Schutz-, Rückzugs- und Überwinterungsräume bieten; ihre ökologische Funktion hängt von der Ausgestaltung, Bewirtschaftung und Pflege ab (Staley *et al.* 2019). Für Wildbienen ist ein ausreichendes und räumlich zugängliches Blütenangebot bedeutsam, während natürliche Gegenspieler, etwa räuberische Fliegen und parasitoide Wespen, besonders auf Habitatstruktur und räumliche Lage reagieren (Bartual *et al.* 2019). Blühende Feldränder können natürliche Gegenspieler fördern und Frassschäden an Kulturpflanzen verringern (Crowther *et al.* 2023). Landschaftselemente sind daher funktional nicht ohne Weiteres gegeneinander austauschbar.

Ob Habitate und Landschaftselemente zum Erhalt von Arten beitragen, hängt nicht nur von ihrem Vorhandensein ab, sondern auch davon, ob Organismen sie erreichen und dort überleben oder sich fortpflanzen können. So wird funktionale Vernetzung nicht allein durch die Distanz zwischen Habitatflächen bestimmt, sondern auch durch die Qualität der verbindenden Landschaft sowie durch die Eigenschaften der Zielorganismen (Taylor *et al.* 1993). In einer Modellierungsstudie verbesserten Stilllegungsflächen die Vernetzung in vielen englischen Agrarlandschaften, doch keine räumliche Anordnung war für alle Artengruppen geeignet (Threadgill *et al.* 2020). Welche Massnahmen zur Vernetzung sinnvoll sind, hängt deshalb von den jeweiligen Zielarten und Zielhabitaten ab.

2.3 Die Landwirtschaft kann die Funktionen von Schutzgebieten beeinträchtigen

Dieselben räumlichen und funktionalen Verflechtungen, über die Schutzgebiete von ihrer Umgebung profitieren können, ermöglichen auch den Eintrag landwirtschaftlicher Belastungen in geschützte Lebensräume. Schutzgebietsgrenzen unterbrechen weder Oberflächenabfluss, Entwässerungs- und Grundwasserströme noch Abdrift, Deposition oder Bodenerosion. Eine Intensivierung der Landnutzung in der Umgebung von Schutzgebieten kann Stoffeinträge erhöhen und Landschaftsstrukturen vereinfachen. Dadurch können Qualität und Verfügbarkeit geeigneter Habitate auf unterschiedlichen trophischen Ebenen und räumlichen Skalen beeinträchtigt werden (Emmerson *et al.* 2016). In neuseeländischen Weidelandschaften veränderten Einträge aus Düngung und Tierhaltung die Bodenbiogeochemie benachbarter Waldfragmente, selbst wenn diese eingezäunt waren; die Effekte nahmen mit der Intensität der umgebenden Nutzung zu (Didham *et al.* 2015).

Einen weiteren zentralen Wirkungsweg bilden Veränderungen des Wasserhaushalts. Landwirtschaftliche Entwässerung kann hydrologische Prozesse, Nährstoff- und Sedimentdynamiken, die Struktur von Fliessgewässern und Feuchtgebieten sowie die Vernetzung von Auen- und Uferlebensräumen verändern (Blann *et al.* 2009). Wasserentnahmen, Umleitungen, Wasserspeicherung und der Verlust von Ufervegetation können Abflussregime und die Funktionsweise aquatischer Ökosysteme beeinträchtigen (Rideout *et al.* 2021). Besonders empfindlich reagieren Feuchtgebiete, Moore, Feuchtwiesen und aquatische Lebensräume, deren Arten und ökologische Funktionen an bestimmte Wasserstände, Überflutungsdauern oder saisonale Dynamiken gebunden sind. Dies wird besonders durch den langjährigen Trend der Austrocknung in Hoch- und Flachmooren von nationaler Bedeutung in der Schweiz deutlich (Bergamini *et al.* 2025).

Auch grössere und homogenere Bewirtschaftungseinheiten, eine geringere Vielfalt angebauter Kulturen sowie der Verlust von Hecken, Ackerrandstreifen und anderen halbnatürlichen Elementen können die Habitatheterogenität und die Durchlässigkeit der Landschaft verringern (Emmerson *et al.* 2016). Umgekehrt fördert eine höhere Heterogenität von Kulturen und Landschaften Biodiversität in verschiedenen taxonomischen und funktionellen Gruppen (Priyadarshana *et al.* 2024). Das Schutzgebietsmanagement sollte daher nicht nur die Bedingungen innerhalb der Schutzflächen, sondern auch stoffliche, hydrologische und strukturelle Belastungen aus der umgebenden Agrarlandschaft berücksichtigen.

2.4 Von geschützten Lebensräumen können Landwirtschaft und Gesellschaft profitieren

Die Bedeutung geschützter und halbnatürlicher Lebensräume beschränkt sich nicht auf den Erhalt der Biodiversität. Sie können auch ökologische Prozesse unterstützen, die für die landwirtschaftliche Produktion relevant sind. In europäischen Agrarlandschaften beeinflussen Zusammensetzung und räumliche Anordnung von Kultur- und Nichtkulturhabitaten die Abundanz von Arthropoden sowie Bestäubungs- und Schädlingsregulationsleistungen; eine hohe Grenzliniendichte war dabei mit stärkerer Bestäubung und Schädlingsregulation verbunden (Martin *et al.* 2019). Welchen Beitrag geschützte Lebensräume leisten können, hängt von ihrer räumlichen Beziehung zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, dem Landschaftskontext, der Mobilität der beteiligten Organismen und den jeweiligen Kulturpflanzen ab (Martin *et al.* 2019; Raderschall *et al.* 2021).

Auch im Rapsanbau verbesserten aufgewertete Landschaften sowie angrenzende Wildblumenstreifen oder Hecken Bestäubungspotenzial und Schädlingsprädation, während die lokale Bewirtschaftung den stärksten Einfluss auf den erzielten Ertrag hatte (Sutter *et al.* 2018). Geschützte und halbnatürliche Lebensräume können damit wichtige ökologische Funktionen unterstützen, ihre Wirkung auf Erträge hängt jedoch vom jeweiligen Produktionssystem und dessen Bewirtschaftung ab.

Über die landwirtschaftliche Produktion hinaus können Schutzgebiete Räume für Erholung, Naturerfahrung und Kulturlandschaftserleben bieten. Extensive alpine und voralpine Grünlandnutzung steht mit solchen gesellschaftlichen Werten in Verbindung (Schmitt *et al.* 2024; Schirpke *et al.* 2017).

3 Der Schweizer Kontext: Multifunktionale Landschaften unter hohem Landnutzungsdruck

In der Schweiz liegen landwirtschaftliche Nutzflächen, Siedlungen und Verkehrsinfrastruktur, Lebensräume mit hohem Biodiversitätswert sowie Erholungs- und Tourismusgebiete häufig unmittelbar nebeneinander oder überlagern sich innerhalb derselben Landschaft. Schutzgebiete sind damit Teil intensiv genutzter Landschaften, in denen ökologische, landwirtschaftliche und gesellschaftliche Ansprüche unmittelbar aufeinandertreffen. Diese räumliche Verflechtung ist bedeutsam, da ökologische Prozesse und Belastungen über Schutzgebietsgrenzen hinausreichen. Schutzgebiete und landwirtschaftlich genutzte Flächen können deshalb gerade in Kulturlandschaften mit ökologisch wertvollen Lebensräumen nicht unabhängig voneinander betrachtet werden.

Die Verbindung von landwirtschaftlicher Produktion und Biodiversitätsförderung beschränkt sich nicht auf historisch entstandene Nutzungssysteme. Der Nassreisanbau auf geeigneten Ackerflächen mit kontrollierbarer Wasserführung ist ein jüngeres Schweizer Beispiel für eine standortangepasste Produktionsform, die temporäre Feuchtlebensräume schaffen kann. Untersuchungen deuten darauf hin, dass zeitweise überflutete Reisfelder Lebensräume für Libellen, Amphibien und verschiedene

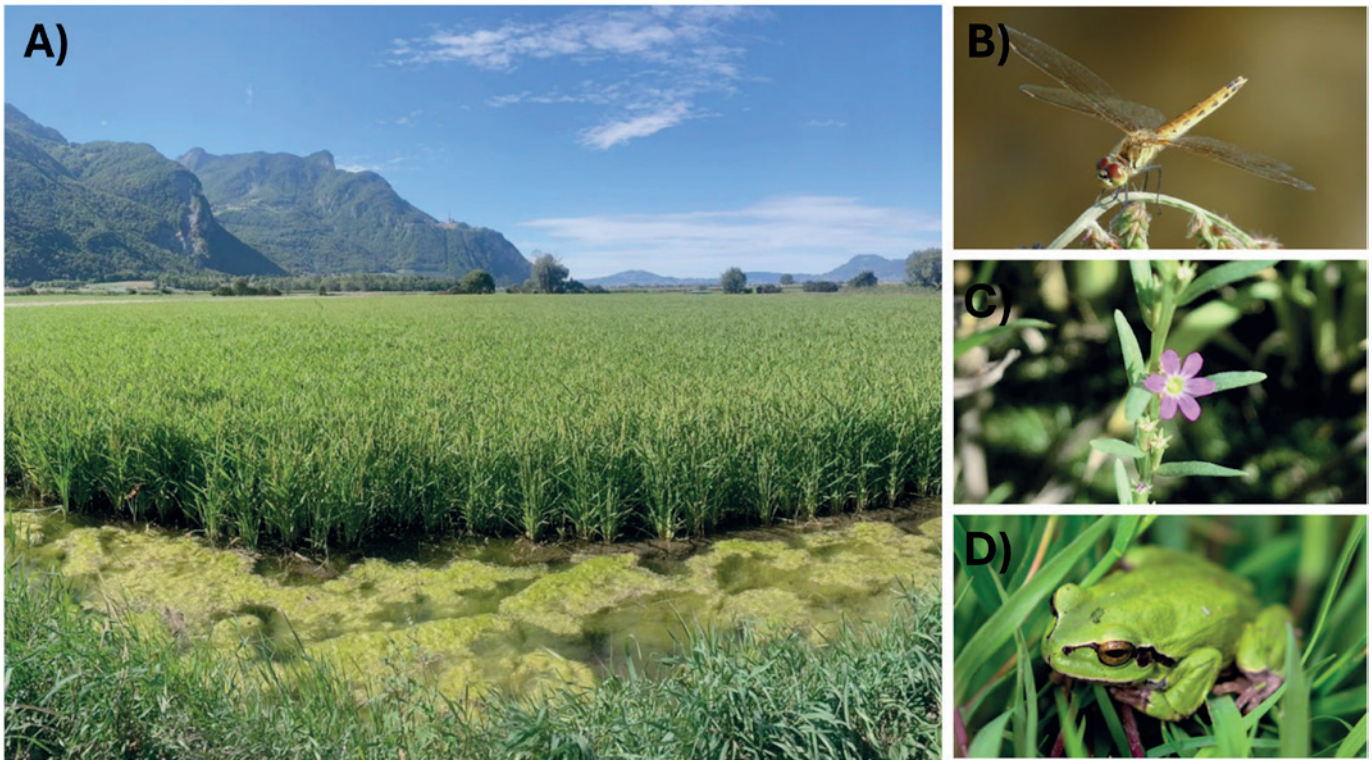


Abb. 3. Das Reisfeld als Lebensraum für gefährdete Arten. (A) Reisfeld im Waadtländer Chablais. Der Nassreisanbau kann wertvolle Lebensräume für verschiedene Tier- und Pflanzenarten schaffen. (B–D) Drei Arten, die von dieser Anbauform profitieren können: (B) Sumpf-Heidelibelle *(Sympetrum depressiusculum),* (C) Ysopblättriger Weiderich *(Lythrum hyssopifolia)* und (D) Europäischer Laubfrosch *(Hyla arborea).* (Fotos: © A Yvonne Fabian, B–D Thea Bulas)

an Feuchtlebensräume gebundene Vogelarten bereitstellen können und zugleich landwirtschaftlich nutzbar bleiben (Widmer *et al.* 2026; Bulas *et al.* 2025; Abb. 3). Für organische Böden zeigte zudem ein einjähriger Schweizer Versuch unter kontrollierten, naturnahen Bedingungen, dass Nassreisanbau gegenüber entwässertem Grasland die Netto-Treibhausgasbilanz verbessern kann, vor allem durch geringere Kohlendioxid- und Lachgasemissionen. Methanemissionen aus den überfluteten Böden bleiben dabei ein relevanter Gegenfaktor (Widmer *et al.* 2026). Das Beispiel zeigt, dass sich auf geeigneten Standorten landwirtschaftliche Nutzung, Biodiversitätsförderung und potenzielle Klimaschutzwirkungen miteinander verbinden lassen. Eine Übertragung auf andere Standorte und Bewirtschaftungssysteme erfordert jedoch weitere Feldstudien über mehrere Jahre (Widmer *et al.* 2026).

Das *Konzept der ökologischen Infrastruktur* bietet einen räumlichen Rahmen für diese Landschaftsperspektive. Die Schweiz verfolgt das Ziel, ein landesweites Netz ökologisch wertvoller terrestrischer und aquatischer Lebensräume über Siedlungsräume, Agrarlandschaften, Wälder, Gewässer und alpine Regionen hinweg zu entwickeln. Schutzgebiete und andere Kernlebensräume bilden das Rückgrat dieser Infrastruktur, müssen jedoch durch weitere geeignete Lebensräume und Vernetzungsgebiete funktional miteinander verbunden werden. Landwirtschaftliche Nutzflächen bilden einen wesentlichen Teil der Landschaftsmatrix, in der die ökologische Infrastruktur funktionieren muss. Wie stark landwirtschaftliche Flächen zur ökologischen Infrastruktur beitragen, hängt von der Qualität und Bewirtschaftung biodiversitätsfördernder Elemente ebenso ab wie von ihrer Lage im Verhältnis zu Schutzgebieten und anderen wertvollen Lebensräumen. Angesichts klimabedingter Verschiebungen von Verbreitungsgebieten gewinnt die funktionale Vernetzung zusätzlich an Bedeutung (Zimmermann und Brun 2026 in diesem Band, S. 65).

Auch die Agrarpolitik stellt Instrumente bereit, die eine räumlich abgestimmte Biodiversitätsförderung unterstützen können. Biodiversitätsförderflächen (BFF) werden nach spezifischen Anforderungen bewirtschaftet und über Biodiversitätsbeiträge gefördert. Ab 2028 werden die *Beiträge für regionale Biodiversität und Landschaftsqualität (BrBL)* die bisherigen Vernetzungs- und Landschaftsqualitätsbeiträge ablösen; die Biodiversitätsbeiträge mit den Qualitätsstufen I und II bleiben bestehen. BrBL-Projekte verbinden national vorgegebene und regional ausgestaltete Massnahmen und eröffnen damit Möglichkeiten, Biodiversitätsförderung stärker an landschaftlichen Zusammenhängen und regionalen Zielen auszurichten. Zusammen mit der Planung der ökologischen Infrastruktur können diese Instrumente dazu beitragen, landwirtschaftliche Massnahmen gezielter mit den Funktionen und Zielen von Schutzgebieten zu verknüpfen. Ob diese Instrumente ökologisch wirksam sind, hängt vor allem von Standort, Ausgestaltung und Bewirtschaftung der Massnahmen ab.

Aus dieser räumlichen Verflechtung entstehen zugleich Zielkonflikte. Eine intensivere Nutzung einzelner landwirtschaftlicher Flächen kann mit dem Erhalt der Habitatqualität, der Begrenzung externer Belastungen oder der funktionalen Vernetzung von Lebensräumen in Konflikt stehen. Umgekehrt können biodiversitätsfördernde Bewirtschaftungsformen die landwirtschaftliche Produktion einschränken und gegebenenfalls zu verminderten Erträgen führen. Gleichzeitig beanspruchen Siedlungsentwicklung, Infrastruktur, Erholung und Tourismus dieselben Landschaften. Multifunktionalität bedeutet daher nicht, dass alle Funktionen überall gleichzeitig maximiert werden können. In manchen Gebieten lassen sie sich verbinden, in anderen müssen einzelne Funktionen Vorrang erhalten. Zielkonflikte sollten dabei offen benannt und die unterschiedlichen Interessen gegeneinander abgewogen werden.

Für die Schweiz bedeutet dies, Schutzgebiete nicht als isolierte Flächen, sondern als Bestandteile funktional vernetzter und multifunktionaler Landschaften zu betrachten. Für die Praxis stellt sich damit die Frage, unter welchen räumlichen und betrieblichen Bedingungen Schutzgebiete und Landwirtschaft gemeinsam zur Biodiversität, zur landwirtschaftlichen Produktion und zu gesellschaftlichen Funktionen beitragen können, und wo Zielkonflikte abgewogen werden müssen.

4 Vom räumlichen Potenzial zur Umsetzung: partizipative Planung und adaptive Governance

Die Funktionsfähigkeit von Schutzgebieten hängt teilweise von ökologischen Prozessen und Bewirtschaftungsentscheidungen ausserhalb ihrer rechtlichen Grenzen ab. Damit Schutzgebiete in multifunktionalen Landschaften wirksam bleiben, müssen räumliche Planung, landwirtschaftliche Bewirtschaftung und politische Instrumente besser aufeinander abgestimmt werden. Dafür braucht es sowohl lokales Erfahrungswissen als auch wissenschaftliche Erkenntnisse.

4.1 Räumlich explizite und partizipative Landschaftsplanung

Ausgangspunkt der Planung sollten die ökologischen Anforderungen geschützter Lebensräume und Arten sein. Dazu können insbesondere Massnahmen zur Verringerung externer Belastungen, zur Stärkung von Pufferzonen, zur Bereitstellung komplementärer Lebensräume oder zur Verbesserung der funktionalen Vernetzung gehören. Massnahmen sollten dort umgesetzt werden, wo sie voraussichtlich am meisten zur Zielerreichung beitragen. Räumliche Priorisierung berücksichtigt Informationen zu Biodiversitätsvorkommen, Gefährdungen, Kosten und Vernetzung, um diejenigen Standorte zu identifizieren, an denen Massnahmen voraussichtlich den grössten Beitrag zu den definierten Zielen leisten (Kukkala und Moilanen 2013; Moilanen *et al.* 2022).

Landwirtinnen und Landwirte, weitere Bewirtschaftende, Biodiversitätsberatende sowie Fachpersonen des Schutzgebietsmanagements verfügen über spezifisches Wissen zu lokalen Bewirtschaftungsbedingungen, Einschränkungen und Handlungsmöglichkeiten. Ihre frühzeitige Einbindung kann dazu beitragen, Massnahmen zu entwickeln, die sowohl ökologisch sinnvoll als auch praktisch umsetzbar sind. Eine solche Planung sollte unterschiedliche Wissensbestände, Perspektiven und Wertvorstellungen berücksichtigen und lokales Erfahrungswissen gezielt mit wissenschaftlichen Erkenntnissen verknüpfen (Adade Williams *et al.* 2020; Kpienbaareh *et al.* 2020).

4.2 Verknüpfung von Schutzgebietsmanagement und agrarpolitischen Instrumenten

Das Management von Schutzgebieten und agrarpolitische Instrumente zur Biodiversitätsförderung beruhen häufig auf unterschiedlichen institutionellen Zuständigkeiten und Planungsansätzen. Eine bessere Koordination kann dazu beitragen, landwirtschaftliche Massnahmen gezielter auf die Anforderungen geschützter Lebensräume und Arten sowie auf regionale Prioritäten auszurichten.

In der Schweiz bieten Biodiversitätsförderflächen (BFF), die Planung der ökologischen Infrastruktur und die Beiträge für regionale Biodiversität und Landschaftsqualität (BrBL) Ansatzpunkte für eine solche Koordination. Eine Untersuchung auf Landschaftsebene zeigte, dass sowohl der Flächenanteil als auch die ökologische Qualität von BFF mit einer höheren Vielfalt von Vögeln und Tagfaltern zusammenhingen. Erhöhte sich der BFF-Anteil von 5 auf 15 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche, war dies mit einer um 22 % höheren Artenzahl bei Tagfaltern und einer um 10 % höheren Artenzahl bei Brutvögeln verbunden (Ritschard *et al.* 2019). Für prioritäre Kulturlandvögel und Zielarten der Umweltziele Landwirtschaft erwies sich insbesondere der Anteil ökologisch hochwertiger BFF als bedeutsam (Ritschard *et al.* 2019). Diese Zusammenhänge belegen keinen kausalen Effekt einer bestimmten räumlichen Konfiguration, unterstreichen jedoch, dass bei der räumlichen Planung sowohl Flächenumfang als auch ökologische Qualität berücksichtigt werden sollten.

Die BrBL bieten dabei einen Ansatzpunkt, Massnahmen stärker an regionalen Biodiversitäts- und Landschaftsqualitätszielen auszurichten. Im Umfeld von Schutzgebieten oder zur Verbindung ökologisch wertvoller Lebensräume können Massnahmen gezielt dort priorisiert werden, wo sie Pufferfunktionen stärken, ergänzende Lebensräume bereitstellen oder die funktionale Vernetzung verbessern. So könnten Schutzgebietsmanagement, landwirtschaftliche Massnahmen und die Planung der ökologischen Infrastruktur stärker gemeinsam geplant werden, statt weitgehend nebeneinander zu laufen.

4.3 Partizipation, Governance und gemeinsame Verantwortung für die Landschaft

Multifunktionale Landschaften umfassen unterschiedliche Zielsetzungen, Wissensformen und wirtschaftliche Interessen. Entscheidungen darüber, wo Produktion, Biodiversität, Erholung und weitere Funktionen priorisiert oder miteinander verbunden werden sollen, erfordern daher Aushandlungsprozesse zwischen den beteiligten Akteuren. Wirksame Partizipation braucht klare ökologische Ziele und transparente Entscheidungsverfahren. Ebenso wichtig ist, dass relevante Akteursgruppen angemessen vertreten sind und Klarheit darüber herrscht, wer welche Entscheidungskompetenzen besitzt. Auch die Verteilung von Kosten und Nutzen zwischen den Beteiligten sollte berücksichtigt werden.

Partizipative Prozesse können dazu beitragen, Probleme zu identifizieren, gemeinsame Ziele zu entwickeln und Zielkonflikte transparent zu machen. Relevante Akteure können das Schutzgebietsmanagement, Landwirtinnen und Landwirte sowie weitere Bewirtschaftende, Gemeinden und Kantone, die lokale Bevölkerung und andere Nutzende der Landschaft umfassen. Ein mögliches Ergebnis ist eine gemeinsame Landschaftsvision: Welche Funktionen soll die Landschaft erfüllen? Wo können sie miteinander verbunden werden? Wo sind Prioritäten oder Kompromisse erforderlich? Partizipation kann insbesondere dann zu günstigeren Ergebnissen der Umwelt-Governance beitragen, wenn Beteiligte über tatsächliche Einfluss- und Entscheidungsmöglichkeiten verfügen. In Schutzgebietskontexten werden inklusive Verfahren, wirksame lokale Mitentscheidung, langfristige Unterstützung und die Übertragung von Rechten mit günstigeren sozialen und ökologischen Ergebnissen in Verbindung gebracht (Newig *et al.* 2023; Huber *et al.* 2023).

Solche Prozesse können eine gemeinsame Verantwortung für die Landschaft (landscape stewardship) fördern, wenn Akteure dauerhaft an der Gestaltung ihrer ökologischen, produktiven und kulturellen Qualitäten mitwirken können. Wenn Beteiligte mitentscheiden können, stärkt dies die Akzeptanz und lokale Verankerung einer gemeinsamen Landschaftsvision. Aktuelle Schweizer Initiativen zeigen unterschiedliche Wege der Umsetzung: Das Projekt *Les Communs* erprobt kollektive Entscheidungsprozesse von Gruppen von Landwirtinnen und Landwirten innerhalb gemeinsamer Landschaftsperimeter, während das Projekt *ZiBiF* Ansätze einer zielorientierten Biodiversitätsförderung mit grösserer Flexibilität für einzelne Betriebe untersucht.

Die Umsetzung solcher Ansätze hängt sowohl von den Kenntnissen und Kompetenzen der Bewirtschaftenden als auch von den institutionellen Rahmenbedingungen der Kantone ab (Mack *et al.* 2020; Herzon *et al.* 2018). Ihre ökologischen Wirkungen müssen zudem evaluiert werden, um zu prüfen, ob die Veränderungen in Governance und Bewirtschaftung die angestrebten Biodiversitätswirkungen erzielen.

4.4 Von der Erfolgskontrolle einzelner Massnahmen zum adaptiven Landschaftsmanagement

In der Schweiz ergänzen sich verschiedene Monitoringprogramme für geschützte Lebensräume und die Biodiversität in Agrarlandschaften. Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) ist ein langfristig angelegtes Programm und untersucht mittels Luftbildanalysen sowie floristischer und faunistischer Felderhebungen, ob sich die Biotope von nationaler Bedeutung gemäss ihren Schutzzielen entwickeln und in ihrer Qualität erhalten bleiben (Bergamini und Holderegger 2012; Boch *et al.* 2026).

Im Rahmen von ALL-EMA werden seit 2015 Pflanzen, Tagfalter, Brutvögel und Lebensräume in der Schweizer Agrarlandschaft erfasst. Auswertungen nach der zweiten Erhebungsrunde stellten bei den Biodiversitätsindikatoren insgesamt keine Veränderung fest, während sich in einigen Regionen auf ökologisch hochwertigen Biodiversitätsförderflächen positive Entwicklungen zeigten (Meier *et al.* 2025). Damit stellt sich nicht nur die Frage, ob Massnahmen wirken, sondern auch für welche Organismengruppen und unter welchen Bedingungen.

Monitoring sollte sich an der Wirkungslogik der jeweiligen Intervention orientieren: Verringern Massnahmen im Umfeld von Schutzgebieten externe Belastungen? Stellen sie die vorgesehenen komplementären Lebensräume bereit? Oder verbessern sie die funktionale Vernetzung für klar definierte Zielorganismen? Bleiben die beobachteten Wirkungen hinter den Erwartungen zurück, sollten Bewirtschaftung und räumliche Prioritäten überprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Monitoring erhält damit eine direkte Rückkopplung in Planung und Bewirtschaftung. Adaptives Management ist besonders unter Unsicherheit und sich verändernden Rahmenbedingungen sinnvoll, setzt jedoch wiederholte Lern- und Anpassungsprozesse voraus und darf nicht auf reaktive Einzelkorrekturen reduziert werden (Gillson et al. 2019). Auch adaptives Monitoring erfordert, Programme an neue Fragestellungen anzupassen, ohne dabei wertvolle Zeitreihen zu beeinträchtigen (Lindenmayer *et al.* 2011).

Farmer–Citizen–Scientist-Ansätze können das professionelle Monitoring ergänzen, aber nicht ersetzen. Sie beruhen auf einem ko-kreativen Prozess, in dem Landwirtinnen und Landwirte, Bürgerinnen und Bürger sowie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler gemeinsam relevante Fragestellungen definieren, praktikable Monitoringansätze entwickeln und erproben sowie die gewonnenen Beobachtungen gemeinsam interpretieren. Landwirtinnen und Landwirte ermöglichen den Zugang zu landwirtschaftlichen Flächen und bringen Bewirtschaftungswissen sowie lokale Kenntnisse ein; Bürgerinnen und Bürger führen standardisierte Biodiversitätserhebungen durch; Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler tragen zu Studiendesign, Schulung, Qualitätssicherung und Datenauswertung bei. Die Beteiligten übernehmen dabei unterschiedliche, sich er-

gänzende Rollen. Werden die Ergebnisse in gemeinsame Diskussionen eingebracht, können Monitoringfragen und -methoden weiterentwickelt, gemeinsames Lernen unterstützt und künftige Bewirtschaftungsentscheidungen besser kommuniziert werden. Zugleich können solche Ansätze die räumliche Abdeckung des Monitorings erweitern und die Anbindung an professionelle Erhebungen sichern (Ruck *et al.* 2024; Billaud *et al.* 2021).

Die zentrale Umsetzungsaufgabe besteht weniger darin, immer neue Einzelmassnahmen zur Biodiversitätsförderung zu identifizieren. Wichtiger ist, bestehendes ökologisches Wissen, räumliche Prioritäten, agrarpolitische Instrumente, Monitoring und lokale Entscheidungen so zu verbinden, dass die Ergebnisse in Planung und Bewirtschaftung zurückfliessen können.

5 Perspektiven und Schlussfolgerungen

Schutzgebiete sind keine ökologisch isolierten Flächen. Ihre Wirksamkeit hängt von Habitatvernetzung, hydrologischen und stofflichen Flüssen sowie von der Landnutzung in ihrem Umfeld ab (Hansen und DeFries 2007; DeFries *et al.* 2005). In Kulturlandschaften kann die Landwirtschaft nutzungsabhängige Lebensräume erhalten, Schutzgebiete jedoch ebenso durch Intensivierung, hydrologische Veränderungen und Landschaftsvereinfachung in der Umgebung beeinträchtigen.

Für die Schweiz bedeutet dies, dass Schutzgebiete als Kern einer funktional vernetzten Landschaft begriffen werden müssen. Ökologische Infrastruktur, Biodiversitätsförderflächen und BrBL bieten Ansatzpunkte, Schutzgebietsmanagement und landwirtschaftliche Massnahmen räumlich aufeinander abzustimmen. Entscheidend sind eine gezielte Nutzung von Synergien, klare Prioritäten bei Zielkonflikten sowie Beteiligungs- und Monitoringprozesse, die Anpassungen ermöglichen, wenn Massnahmen ihre Ziele nicht erreichen (Newig *et al.* 2023; Huber *et al.* 2023).

6 Literatur

Adade Williams P., Sikutshwa L., Shackleton S.E. (2020) Acknowledging Indigenous and Local Knowledge to Facilitate Collaboration in Landscape Approaches – Lessons from a Systematic Review. Land 9, 331. *doi.org/10.3390/land9090331*

Bartual A., Sutter L., Bocci G., Moonen A.-C., Cresswell J., Entling M., … (2019) The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 279, 43–52.

Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., … (2025) Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS): Zustand und Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung nach zwei Erhebungsperioden. WSL Ber. 174: 207 S. *doi.org/10.55419/wsl*:40802

Bergamini A., Holderegger R. (2012) Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz: ein Monitoringprogramm im Aufbau. Hotspot 25, 18–19.

Billaud O., Vermeersch R.-L., Porcher E. (2021) Citizen science involving farmers as a means to document temporal trends in farmland biodiversity and relate them to agricultural practices. J. Appl. Ecol. 58, 261–273. *doi.org/10.1111/1365-2664.13746*

Billeter R., Peintinger M., Diemer M. (2007) Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4-35 years of abandonment. Bot. Helv. 117, 1: 1–13. *doi.org/10.1007/s00035-007-0743-9*

Blann K.L., Anderson J.L., Sands G.R., Vondracek B. (2009) Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 39, 909–1001.

Boch S., Blaser S., Föhr C., Küchler M., Fischer M. (2024) Haymaking complemented by moderate disturbances can sustain and restore species-rich alpine to subalpine grasslands. Alp. Bot. 135, 121–134. *doi.org/10.1007/s00035-024-00320-0*

Boch S., Ecker K.T., Pichon N.A., Bedolla A., Holderegger R., Moser T., Bergamini A. (2026) Positive developments in low-intensive, protected grasslands in Switzerland suggest successful conservation measures. Biol. Conserv. 313, 111629. *doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111629*

Brühl C.A., Bakanov N., Köthe S., Eichler L., Sorg M., Hörren T., … (2021) Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. Sci. Rep. 11, 24144. *doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w*

Bulas T., Schmidt B.R., Vorburger C., Fabian Y. (2025) Responses of rice paddy dragonflies to fertilisation in a mesocosm experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 393, 109823. *doi.org/10.1016/j.agee.2025.109823*

Buttler A., Gavazov K., Peringer A.,Hudjetz S., Mariotte P., Wettstein J.-B., … (2012) Erhaltung der Wytweiden im Jura: klimatische und agrarpolitische Herausforderungen. Agrarforsch. Schweiz 3, 7–8: 346–353.

Crowther L.I., Wilson K., Wilby A. (2023) The impact of field margins on biological pest control: A meta-analysis. BioControl. 68, 387–396. *doi.org/10.1007/s10526-023-10205-6*

DeFries R., Hansen A., Newton A.C., Hansen M.C. (2005) Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. Ecol. Appl. 15, 19–26.

DeFries R., Hansen A., Turner B.L., Reid R., Liu J. (2007) Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. Ecol. Appl. 17, 1031–1038.

Didham R.K., Barker G.M., Bartlam S., Deakin E.L., Denmead L.H., Fisk L.M., … (2015) Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. PLOS ONE 10, e0116474. *doi.org/10.1371/journal.pone.0116474*

Emmerson M., Morales M.B., Oñate J.J., Batáry P., Berendse F., Liira J., … (2016) How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. Adv. Ecol. Res. 55, 43–97.

Estrada-Carmona N., Sánchez A.C., Remans R., Jones S.K. (2022) Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. Proc. National Acad. Sci. U.S.A. 119, e2203385119. *doi.org/10.1073/pnas.2203385119*

Fischer M., Rudmann-Maurer K., Weyand A., Stöcklin J. (2008) Agricultural land use and biodiversity in the Alps. Mt. Res. Dev. 28, 148–155. *doi.org/10.1659/mrd.0964*

Hansen A.J., DeFries R. (2007) Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. Ecol. Appl. 17, 974–988.

Herzon I., Birge T., Allen B., Povellato A., Vanni F., Hart K., … (2018) Time to look for evidence: Results-based approach to biodiversity conservation on farmland in Europe. Land Use Policy 71, 347–354. *doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.011*

Gillson L., Biggs H., Smit I.P.J., Virah-Sawmy M., Rogers K. (2019) Finding common ground between adaptive management and evidence-based approaches to biodiversity conservation. Trends Ecol. Evol. 34, 31–44. *doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.003*

Holland J.M., Douma J.C., Crowley L., James L., Kor L., Stevenson D.R.W., … (2017) Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. Agron. Sustain. Dev. 37, 31. *doi.org/10.1007/s13593-017-0434-x*

Huber J., Newig J., Loos J. (2023) Participation in protected area governance: A systematic case survey of the evidence on ecological and social outcomes. J. Environ. Manag. 336. *doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117593*.

Kpienbaareh D., Bezner Kerr R., Luginaah I., Wang J., Lupafya E., Dakishoni L., Shumba L. (2020) Spatial and ecological farmer knowledge and decision-making about ecosystem services and biodiversity. Land 9, 356. *doi.org/10.3390/land9100356*

Kukkala A.S., Moilanen A. (2013) Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. Biol. Rev. 88, 144–156. *doi.org/10.1111/brv.12008*

Lindenmayer D.B., Likens G.E., Haywood A., Miezis L. (2011) Adaptive monitoring in the real world: Proof of concept. Trends Ecol. Evol. 26, 641–646.

Mack G., Ritzel C., Jan P. (2020) Determinants for the implementation of action-, result- and multi-actor-oriented agri-environment schemes in Switzerland. Ecol. Econ. 176, 106715. *doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106715*

Martin E.A., Dainese M., Clough Y., Báldi A., Bommarco R., Gagic V., … (2019) The interplay of landscape composition and configuration: New pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. Ecol. Lett. 22, 1083–1094. *doi.org/10.1111/ele.13265*

Meier E., Lüscher G., Herzog C., Herzog F., Indermaur A., Winizki J., Knop E. (2025) Veränderung der Biodiversität in der Schweizer Agrarlandschaft: Von der ALL-EMA-Ersterhebung (2015–2019) zur Zweiterhebung (2020–2024). Agroscope Sci. 209, 1–84.

Moilanen A., Lehtinen P., Kohonen I., Jalkanen J., Virtanen E.A., Kujala H. (2022) Novel methods for spatial prioritization with applications in conservation, land use planning and ecological impact avoidance. Methods Ecol. Evol. 13, 1062–1073. *doi.org/10.111½041-210X.13819*

Mühlethaler R., Köthe S., Hörren T., Sorg M., Eichler L., Lehmann G.U.C. (2024) No recovery in the biomass of flying insects over the last decade in German nature protected areas. Ecol. Evol. 14, 3: e11182. *doi.org/10.1002/ece3.11182*

Mupepele A.-C., Keller M., Dormann C.F. (2021) European agroforestry has no unequivocal effect on biodiversity: A time-cumulative meta-analysis. BMC Ecol. Evol. 21, 193. *doi.org/10.1186/s12862-021-01911-9*

Newig J., Jager N.W., Challies E., Kochskämper E. (2023) Does stakeholder participation improve environmental governance? Evidence from a meta-analysis of 305 case studies. Glob. Environ. Chang. 81, 102705. *doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102705*

O'Rourke E., Kramm N. (2012) High nature value (HNV) farming and the management of upland diversity: A review. Eur. Countrys. 4, 116–133. *doi.org/10.2478/v10091-012-0018-*

Paracchini M.L., Petersen J.-E., Hoogeveen Y., Bamps C., Burfield I., Van Swaay C. (2008) High Nature Value Farmland in Europe: An Estimate of the Distribution Patterns on the Basis of Land Cover and Biodiversity Data. JRC Scientific and Technical Reports. European Commission, Joint Research Centre.

Priyadarshana T.S., Martin E.A., Sirami C., Woodcock B.A., Goodale E., Martínez-Núñez C., … (2024) Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. Ecol. Lett. *doi.org/10.1111/ele.14412*

Raderschall C.A., Bommarco R., Lindström S., Lundin O. (2021) Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. Agric. Ecosyst. Environ. 307, 107189. *doi.org/10.1016/j.agee.2020.107189*

Rideout N.K., Lapen D.R., Peters D.L., Baird D.J. (2021) Ditch the low flow: Agricultural impacts on flow regimes and consequences for aquatic ecosystem functions. Ecohydrology 14, e2364. *doi.org/10.1002/eco.2364*

Ritschard E., Zingg S., Arlettaz R., Humbert J.-Y. (2019) Surfaces de promotion de la biodiversité: étendue et qualité favorisent oiseaux et papillons. Rech. Agron. Suisse 10, 240–247.

Ruck A., van der Wal R., Hood A.S.C., Mauchline A.L., Potts S.G., WallisDeVries M.F., Öckinger E. (2024) Farmland biodiversity monitoring through citizen science: A review of existing approaches and future opportunities. Ambio 53, 257–275. *doi.org/10.1007/s13280-023-01929-x*

Schirpke U., Kohler M., Leitinger G., Fontana V., Tasser E., Tappeiner U. (2017) Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. Ecosyst. Serv. 26, 79–94. *doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.008*

Schmitt T.M., Haensel M., Kaim A., Lee H., Reinermann S., Koellner T. (2024) Recreation and its synergies and trade-offs with other ecosystem services of Alpine and pre-Alpine grasslands. Reg. Environ. Chang. 24. *doi.org/10.1007/s10113-024-02213-8*

Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574, 671–674. *doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3*

Shipley J.R., Frei E.R., Bergamini A., Boch S., Schulz T., Ginzler C., … (2024) Agricultural practices and biodiversity: Conservation policies for semi-natural grasslands in Europe. Current Biology 34, R753–R761. *doi.org/10.1016/j.cub.2024.06.062*

Staley J.T., Botham M.S., Pywell R.F. (2019) Hedges for invertebrates and plants. In: Dover J.W. (Hrsg.) The Ecology of Hedgerows and Field Margins. London: Routledge. 55–71. *doi.org/10.4324/9781315121413-3*

Sutter L., Albrecht M., Jeanneret P. (2018) Landscape greening and local creation of wildflower strips and hedgerows promote multiple ecosystem services. J. Appl. Ecol. 55. *doi.org/10.1111/1365-2664.12977*

Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G. (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68, 571–573. *doi.org/10.2307/3544927*

Tavares P.D., Uzêda M.C., Pires A.S. (2019) Biodiversity conservation in agricultural landscapes: The importance of the matrix. Floresta e Ambiente 26, Art. e20170664. *doi.org/10.1590/2179-8087.066417*

Threadgill K., McClean C.J., Hodgson J.A. (2020) Agri-environment conservation set-asides have co-benefits for connectivity. Ecography 43, 1741–1751. *doi.org/10.1111/ecog.05127*

Török P., Ambarlı D., Kamp J., Wesche K., Dengler J. (2016) Step(pe) up! Raising the profile of the Palaearctic natural grasslands. Biodivers. Conserv. 25, 2187–2195. *doi.org/10.1007/s10531-016-1187-6*

Varela E., Jay M., Flinzberger L., Mobarak C., Plieninger T. (2025) A review of high nature value farming systems in Europe: Biodiversity, ecosystem services, drivers, innovations and future prospects. People Nat. 8, 2049–2064. *doi.org/10.1002/pan3.70048*

Widmer A., Tamagni L., Wüst-Galley C., Paul S., Jocher M., Volpe V., Dötterl S., Keller T., Leifeld J. (2026) Mitigating greenhouse gas emissions of a managed organic soil by paddy rice cultivation in the cool temperate zone. Agric. Ecosyst. Environ. 399.

Zimmermann N.E., Brun P. (2026) Naturschutzplanung im Klimawandel: Gutes Design ist zentral. Forum für Wissen 2026: Schutzgebiete der Schweiz – Trends, Herausforderungen, Perspektiven. WSL Ber. 200: 65–71. *doi.org/10.55419/wsl:44647*

Abstract

Agriculture and Protected Areas: Balancing Land Use and Biodiversity Conservation in Multifunctional Landscapes

Protected areas are indispensable for biodiversity conservation, yet their effectiveness is shaped by land use and ecological processes beyond their boundaries. In agricultural landscapes, farming plays a dual role: it can maintain management-dependent habitats and enhance connectivity, but intensification, agrochemical inputs, hydrological alteration and landscape simplification can also degrade habitats. Protected areas together with extensively managed agricultural areas, in turn, can support pollination, pest control and recreation, although benefits for crop yields remain context dependent. In Switzerland, protected areas form the core of connected, multifunctional landscapes. Ecological infrastructure, biodiversity promotion areas, and regional biodiversity and landscape quality schemes offer opportunities to align conservation and agricultural measures. Spatial prioritization, meaningful participation and adaptive monitoring are needed to harness synergies and address trade-offs transparently.

Keywords: protected areas; agricultural landscapes; biodiversity conservation; ecological infrastructure; multifunctional landscapes; Switzerland

CC BY

Alle Inhalte stehen, sofern nicht mit © gekennzeichnet, unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0 und dürfen unter Angabe der Quelle frei genutzt und verändert werden.

Verzeichnis der neusten WSL Berichte

Fachtagung Wildbäche 2026. Wildbachereignisse: Magnitude, Frequenz und Bemessung. WSL Ber. 199. 56 p. *doi.org/10.55419/wsl:44370*

Entwicklung einer gemeinsamen Vision. Praxisanleitung für partizipative Landschaftsvisionierung. Bevk T., Pipan T., Debevec M., Vrhovac B., Buchecker M., Golobič M. (2026) WSL Ber. 198. 56 S. *doi.org/10.55419/wsl:42493*

Akzeptanz der Wisent-Wiederansiedlung in der lokalen Bevölkerung. Mrvelj M., Hunziker M. (2026) WSL Ber. 197. 42 S. *doi.org/10.55419/wsl:44602*

5. Schweizer Landschafts-Kongress 2026. Berg und Tal – Stadt und Land: Treffpunkt Landschaft. 5e congrès suisse du paysage 2026. Montagne et vallée – ville et campagne: le paysage, lieu de rencontre. Eidg. Forschungsanstalt WSL (Ed.) (2026) WSL Ber. 196. 216 S. *doi.org/10.55419/wsl:43985*

Ermittlung und Modellierung von Erholungs- und Freizeitbesuchen im Schweizer Wald. Medici M., Hegetschweiler T., Hunziker M. (2026) WSL Ber. 195. 56 S. *doi.org/10.55419/wsl:43161*

Überwachung von besonders gefährlichen Schadorganismen für den Wald – Jahresbericht 2025. Queloz V., Ruffner B., Hölling D., Orbach J., Cornejo C., Beenken L., … Prospero S. (2026)
WSL Ber. 194. 57 S. *doi.org/10.55419/wsl:43286*

SSP-CH Sozioökonomische Szenarien für die Schweiz. Grundlagen, Methoden und Resultate. Gubler L., Tschumi P., Pütz M., Seidl I. (2026) WSL Ber. 193. 123 S. *doi.org/10.55419/wsl:42764*

Situazione fitosanitaria dei boschi 2025. Dubach, V., Blaser, S., Stroheker, S., Dennert, F., TreeNet, Pessina, A., … Queloz, V. (2026) WSL Ber. 192: 60 p.

Protection des forêts – Vue d'ensemble 2025. Dubach, V., Blaser, S., Stroheker, S., Dennert, F., TreeNet, Pessina, A., … Queloz, V. (2026) WSL Ber. 191: 60 S.

Eine neue Landschaftscharaktertypologie für die Schweiz. Prototyp am Beispiel der Kantone ZG, VD und GR. Hunziker M., Gattiker S., Torregroza L., Nyffeler C., Weber D., Ginzler C., … (2026)
WSL Ber. 190: 64 S. *doi.org/10.55419/wsl:43029*

Waldschutzüberblick 2025. Dubach, V., Blaser, S., Stroheker, S., Dennert, F., TreeNet, Pessina, A., … Queloz, V. (2026) WSL Ber. 189: 60 S.

Programme de recherche du WSL Impacts du changement climatique sur les mouvements de masse alpins – CCAMM: Rapport de synthèse. Bründl M., Bast A. (2026) WSL Ber. 188. 48 pp. *doi.org/10.55419/wsl:42897*

Digitale Seillinienplanung mit Seilaplan. SEILAPLAN Version 3.7. Ramstein L., Moll P., Schweier J., Bont L. (2026) WSL Ber. 187. (2nd ed.) 43 S. *doi.org/10.55419/wsl:42826*

Geschäftsbericht. Eidg. Forschungsanstalt WSL 2025. Eidg. Forschungsanstalt WSL (2026) WSL Ber. 186. 76 S. *doi.org/10.55419/wsl:42734*

Météo, manteau neigeux et danger d'avalanche dans les Alpes suisses. Année hydrologique 2024/25. Haberkorn A., Zweifel B., Techel F., Marty C., Stucki T. (2025) WSL Ber. 185. 41 p. *doi.org/10.55419/wsl:42250*

Sampling with partial replacement in the Swiss National Forest Inventory (NFI6)? Stoll P. (2025) WSL Ber. 184. 32 p. *doi.org/10.55419/wsl:42248*

PDF Download: *wsl.ch/berichte*
ISSN 2296-3448 (Print)
ISSN 2296-3456 (Online)