Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz

sc | nat

Science and Policy
Platform of the Swiss Academy of Sciences
Swiss Biodiversity Forum

Impressum

Autoren
Jodok Guntern, Thibault Lachat, Daniela Pauli, Markus Fischer
(Forum Biodiversität Schweiz, SCNAT, 3007 Bern)

Projektleitung
Daniela Pauli, Markus Fischer

Unterstützung bei der Redaktion
Danièle Martinoli, Maiann Suhner

Mitwirkende ExpertInnen
Siehe Kapitel 8 Dank

Titelbilder
Beat Schaffner, Anwil

Zitiervorschlag
Guntern J., Lachat T., Pauli D., Fischer M. (2013): Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften SCNAT, Bern.

Kontakt
Forum Biodiversität Schweiz
Schwarztorstrasse 9
CH-3007 Bern

biodiversity@scnat.ch

12.04. 2013

Zusammenfassung

In der Schweiz reichen die aktuelle Qualität, Quantität und die Vernetzung vieler Lebensräume nicht aus, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen langfristig zu erhalten. Der tatsächliche Flächenbedarf ist deutlich höher als die verbliebenen Flächen und variiert je nach Lebensraum und Region. Prioritär ist zunächst, den Flächen- und Qualitätsverlust sowie die weitere Fragmentierung der Lebensräume zu stoppen. Bei mehreren Lebensräumen sind zusätzlich Aufwertungs- und Wiederherstellungsmassnahmen erforderlich. Dies ergibt die vorliegende Studie des Forum Biodiversität Schweiz, die auf einer umfangreichen Literatur-Recherche und der Befragung von rund 200 Expertinnen und Experten basiert.

Menschen sind für ihr Wohlergehen auf intakte Ökosysteme angewiesen. Die Biodiversität spielt dabei eine grosse Rolle: Eine hohe Biodiversität wirkt stabilisierend auf die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme und steigert bei ansonsten gleichen Bedingungen viele ihrer Leistungen.

Die Strategie Biodiversität Schweiz hat unter anderem deshalb folgendes Oberziel: *Die Biodiversität ist reichhaltig und gegenüber Veränderungen reaktionsfähig. Die Biodiversität und ihre Ökosystemleistungen sind langfristig erhalten.*

Doch wie viel Fläche ist aus wissenschaftlicher Sicht nötig, um dieses Ziel zu erreichen? Welche Qualität sollen die Flächen haben, und wie sollen sie im Raum angeordnet sein? Diese Fragen standen im Zentrum dieser Studie des Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften.

Die Schweiz weist aufgrund der grossen Höhenunterschiede, der unterschiedlichen klimatischen und geologischen Bedingungen sowie der grossen Nutzungsvielfalt eine grosse Vielfalt von unterschiedlichen Habitaten und Lebensgemeinschaften auf. Zur Erhaltung der dadurch bedingten reichhaltigen Biodiversität und der Leistungen der Ökosysteme sind genügend Flächen zu sichern, die entsprechend dem Potenzial der Regionen und Höhenstufen verteilt sind.

Dabei sind einerseits Gebiete mit einer besonders hohen Vielfalt (Hotspots), aber auch Gebiete mit einer besonderen Bedeutung für bestimmte Arten zu berücksichtigen. Solche sind bisher jedoch nur für wenige Arten(gruppen) systematisch identifiziert.

Literaturbasierte Grundsätze zum Flächenbedarf

Mit zunehmender Fläche nimmt die Anzahl Arten zu. Denn eine grössere Fläche kann einerseits mehr Individuen beherbergen und andererseits eine grössere Habitatsvielfalt aufweisen.

Die umgebende Landschaft hat einen grossen Einfluss auf die Biodiversität einer Fläche. Dieser Effekt wirkt sich auf kleine Flächen stärker aus als auf grosse.

Lebensraumverlust und Verschlechterung der Lebensraumqualität sind die Hauptursachen für das in der heutigen Zeit erhöhte Aussterben von Arten und Populationen.

Das Aussterben von Arten kann zeitverzögert zum erstmaligen Auftreten von Gefährdungsursachen erfolgen.

Grosse Populationen weisen ein geringeres Aussterberisiko auf als kleine. Eine Population muss eine Mindestgrösse aufweisen, um mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eine bestimmte Zeitdauer zu überleben. Dafür benötigen Populationen genügend grosse qualitativ gute Flächen.

Ein Austausch von Individuen zwischen Populationen ist für ihr langfristiges Überleben notwendig. Für das Überleben wie auch für die Wieder- und Neubesiedlung von Habitaten müssen sich Organismen in der Landschaft ausbreiten können.

Eine genügende genetische Vielfalt, wie sie grössere Populationen aufweisen, ist notwendig, um ihre Anpassungsfähigkeit zu erhalten und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit zu erhöhen.

Flächenbedarf verschiedener Lebensräume

Die ExpertInneneinschätzung des aktuellen Flächenzustandes sowie des quantitativen Bedarfes für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen fällt für die Regionen unterschiedlich aus. Im Folgenden sind die Ergebnisse für die gesamte Schweiz zusammengefasst.

Der quantitative Zustand, also die Flächengrösse, wird mit Ausnahme der alpinen Auen und der Gebirgs-Magerrasen von jeweils mehr als 90% der ExpertInnen als ungenügend erachtet. Im Mittel wird jeweils mindestens eine Verdoppelung der aktuellen Fläche dieser Lebensräume als notwendig eingeschätzt. Aufgrund der Flächen-Verluste von bis zu mehr als 90% mehrerer Lebensräume in den letzten 150 Jahren ist dies nicht überraschend. Denn Lebensraum- und Qualitätsverlust sind heute die Hauptursachen für das Aussterben von Arten und Populationen.

Die Qualität der Lebensräume wird mit Ausnahme der alpinen Auen, des Grundwassers, der Gebirgs-Magerrasen und des Waldes von jeweils mehr als 60% der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt. Die qualitativen Beeinträchtigungen, mangelnde Lebensraumdynamik und direkte Schädigung verursachen nach wie vor Flächenrückgänge. Für die Sicherung der Flächen ist die Erhaltung ihrer Qualität unerlässlich, denn sie entscheidet darüber, ob die lebensraumtypischen Arten auch tatsächlich vorkommen

Viele Lebensräume sind stark fragmentiert. Lebensräume funktionieren jedoch nicht isoliert, sondern sind auf einen funktionellen Verbund untereinander und mit der umgebenden Landschaft angewiesen. Deshalb sind eine gute ökologische Qualität der Landschaft und ihre Durchgängigkeit für die Erhaltung der Biodiversität unerlässlich.

Stehende Gewässer: Für das Ökosystem See haben Uferzonen aufgrund ihrer hohen biologischen Aktivität eine besondere Bedeutung. Je nach Region wird von den ExpertInnen eine zwei- bis fast vierfache Erhöhung dieser Flächen im Übergangsbereich Wasser-Land als nötig eingeschätzt. Die Eutrophierung der Seen hat zu negativen, teilweise irreversiblen Auswirkungen geführt. Deshalb werden Gesamtphosphorgehalt von 0.07 mg P/L (unfiltriert) in der Frühjahreszirkulation angestrebt. Werte von weniger als 0.04 mg P/L gelten als sehr gut. Für Kleingewässer erachten die ExpertInnen eine Zunahme der Dichte um das Drei- bis Vierfache als notwendig. Je nach Artengruppe werden im Tiefland Dichten von 2-4 bzw. 5-10 Kleingewässern pro km^2 empfohlen.

Fliessgewässer: Um die ökologischen Funktionen und den Hochwasserschutz zu gewährleisten, sind die Fläche der Fliessgewässersohle von 317 km^2 und ein Raum im Uferbereich von min. 860 km^2 (fehlend 220 km^2) notwendig. Abflussdynamik, Geschiebehaushalt, Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und Durchgängigkeit weisen grosse Defizite auf. Ein Revitalisierungsbedarf besteht für rund 10'800 km Gewässer und bei rund 50’000 künstlichen Hindernissen. ExpertInnen schätzen im Mittel, dass mehr als eine Verdoppelung des aktuellen Anteils natürlich/naturnaher Gewässerabschnitte am Gewässernetz notwendig ist.

Auen: Im Mittel schätzen die ExpertInnen, dass mehr als eine Verdreifachung der Fläche der Tieflandauen notwendig wäre, also ca. 760 km^2 (aktuell: ca. 233 km^2). Prioritär ist jedoch die Sicherung und Revitalisierung aller bestehenden Auengebiete und -fragmente. Die Qualität alpiner Auen wird vorwiegend als genügend eingeschätzt, doch auch dort gilt eine Flächenzunahme als nötig.

Quellen: ExpertInnen erachten eine Zunahme der Dichte ökologisch intakter Quellen um mehr als das Dreifache als notwendig. Als Richtwert werden für die Schweiz mindestens 2-4 ökologisch intakte Quellen pro km^2 empfohlen, wobei der Bedarf je nach geologischem Untergrund variiert. Der durchschnittliche lokale Flächenbedarf einer Quelle wird auf 100-300 m^2 geschätzt.

Grundwasser: Der zeitweise oder ständige hydrologische Austausch zwischen Grundwasser und Oberfläche ist zentral für die Funktionsfähigkeit verschiedener Ökosysteme. Die Trinkwasserbereitstellung ist eine der wichtigsten Leistungen des Grundwassers. Doch sind bei den Schutzzonen S2 erst ca. 70% rechtskräftig ausgeschieden. Für eine nachhaltige Sicherung der Grundwasser-Leistungen wäre zudem die vermehrte Anwendung des Instrumentes des Zuströmbereiches (Einzugsgebiet, aus dem der Hauptteil des Wassers einer Grundwasserfassung stammt) förderungswürdig.

Moore und Feuchtwiesen: Je nach Moortyp schätzen die ExpertInnen im Mittel, dass eine Vergrösserung der aktuellen Flächen um das Zwei- bis Dreifache nötig wäre. Dies entspricht einer Hochmoorfläche von ca. 4‘400 ha (aktuell 1‘500 ha) und einer Fläche von Flachmooren und Feuchtwiesen von ca. 82'000 ha (aktuell 32‘200 ha). Für die Moore sind zudem die Erhaltung der Qualität, d.h. auch die konsequente Umsetzung der Nährstoff-Pufferzonen (vgl. Landwirtschaftsgebiet) und die Sicherung der Wasserversorgung unerlässlich. Moorlandschaften sind als Schwerpunktregionen besonders wichtig.

Landwirtschaftsgebiet: Für die Erhaltung der Umweltziele Landwirtschaft (UZL)-Arten bedarf es Flächenanteilen mit UZL-Qualität an der LN von ca. 10% in der Talzone, 12% in der Hügelzone, 13% in der BZ I und 17% in der BZ II (aktuell: 2.2-10% je nach Zone). Die Grössenordnung von 10-20% naturnaher, qualitativ hochstehender Flächen wird durch mehrere Studien gestützt. Auch auf der Ackerfläche wird ein Minimum von 10% als nötig erachtet (aktuell: 0.6%). Für die Erhaltung der Qualität und Flächen der Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung besteht zudem ein Bedarf an Nährstoff-Pufferzonen von ca. 19'000 ha auf der LN und im SöG (aktuell: um Flachmoore von nationaler Bedeutung nur ca. 30% umgesetzt). Der Sachplan Fruchtfolgeflächen hat zum Ziel, 438‘560 ha der ackerfähigen Böden zu erhalten. Sowohl ExpertInnen aus der Schweiz wie aus den Nachbarländern erachten es als nötig, dass ca. 20% der Ackerfläche mit low-input Anbaumethoden bewirtschaftet werden (aktuell Bio-Ackerfläche: ca. 4.9%).

Grünland: Einzelflächen wie auch die Gesamtfläche ökologisch wertvoller Wiesen und Weiden sind zu klein und zu stark fragmentiert. ExpertInnen erachten im Mittel mehr als eine Verdoppelung der aktuellen Flächen der Trockenwiesen und -weiden sowie der Fettwiesen und –weiden mit ÖQV-Qualität als nötig. Dies entspricht einer Fläche von ca. 98'000 ha TWW (aktuell: 37‘000 ha) und ca. 71’000 ha Fettwiesen und -weiden mit ÖQV-Qualität (aktuell: ca. 33‘000 ha) (ohne Bedarf in SöG). Im Berggebiet sind im Gegensatz zum Talgebiet noch genügend wertvolle (UZL-Qualität) Grünlandbestände vorhanden. Für die Erhaltung der UZL-Arten werden folgende Flächen mit UZL-Qualität als notwendig erachtet: ca. 50% des Sömmerungsgebietes (SöG), ca. 45% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in der Bergzone (BZ) IV, ca. 30% der LN in der BZIII.

Strukturen: Strukturen und Kleinstgewässer (Tümpel, Pfützen, Gräben,…) sind Mangelware in der heutigen Landschaft. ExpertInnen schätzen, dass eine zwei- bis dreifache Zunahme der Dichte von Strukturen und eine fünffache Zunahme von Kleinstgewässern nötig ist.

Wald: Der Wald als Ökosystem weist einen guten Zustand auf. Allerdings sind gewisse Lebensphasen untervertreten. Für temporäre oder permanent lichte Wälder wird ein Anteil der Waldfläche von 5-15% (aktuell: 3-4%) als notwendig erachtet, für Wälder, die ihren ganzen Lebenszyklus durchlaufen, 20-30% (aktuell: ca. 10%). 1-5 Altholzinseln pro km^2 (Flächenanteil von 1-5%) und 5-10 Habitatbäume pro ha ermöglichen einen funktionellen Verbund von Waldflächen in späten Entwicklungsphasen.

Siedlungsraum: 74% der Schweizer Bevölkerung leben in städtischen Regionen. Die Nachfrage nach Ökosystemleistungen ist hier besonders hoch. Die Förderung von Ökosystemleistungen und von Biodiversität gehen gerade im Siedlungsgebiet oft Hand in Hand. Für Stadtgebiete erachten ExpertInnen einen Grünflächenanteil pro km^2 von 18% sowie eine Vielzahl von unversiegelten Kleinflächen und von Bäumen als notwendig. Zudem ist ihre regelmässige Verteilung und biodiversitätsfreundliche Gestaltung wichtig. Denn einerseits ist die Heterogenität von Grünflächen der wichtigste Einflussfaktor auf die städtische Artenvielfalt, andererseits wird Naturnähe als attraktiv erachtet, solange die Nutzbarkeit und Zugänglichkeit von Flächen sowie das Sicherheitsgefühl nicht einschränkt werden.

ExpertInnenumfrage und Literatur zeigen, dass der Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen vieler Lebensräume in der Schweiz deutlich höher ist als die noch bestehenden Flächen. Je nach Region und Lebensraum wird hierfür rund ein Drittel der Gesamtfläche als notwendig erachtet, in einigen weniger, in anderen mehr. Auf diesen Flächen hat die Erhaltung und Förderung der Biodiversität Vorrang. Weitere Nutzungen sind möglich, solange sie sich mit diesem Ziel vereinbaren lassen. Prioritär ist zunächst die Erhaltung der verbliebenen Flächen. Doch dies genügt nicht mehr: auch Aufwertungs- und Wiederherstellungsmassnahmen sind nötig.

Leserinnen und Lesern, die aus Zeitgründen nicht den ganzen Bericht lesen können, empfehlen wir besonders:

- → Schlussfolgerungen im Kapitel 7
- → Übersichten der Ergebnisse der ExpertInnen-Umfrage im Kapitel 6
- → Schlussfolgerungen zu den Lebensräumen im Kapitel 4 und Boxen in den Unterkapiteln
- → Kernbotschaften und Handlungsprinzipien in den Boxen im Kapitel 3 Theorie

Inhaltsverzeichnis

Impressum 2
Zusammenfassung 3
Inhaltsverzeichnis 6
1 Einleitung 8
1.1 Ausgangslage 8
1.2 Fragestellung 8
1.3 Aufbau des Berichtes 8
1.4 Grenzen der Studie 9
2 Methoden 11
2.1 Literatursuche 11
2.2 ExpertInnengespräche und Gegenlesen von Lebensraumkapiteln 11
2.3 ExpertInnen-Umfrage 11
2.4 Analyse des Fragebogens 13
3 Ökologische Theorien und Konzepte 14
3.1 Ökosysteme 14
3.1.1 Funktionsfähigkeit der Ökosysteme (ecosystem functioning) 14
3.1.2 Konzept der Ökosystemleistungen 15
3.1.3 Carrying capacity 17
3.1.4 Patch dynamics und Mosaik-Zyklus Konzept 17
3.1.5 Segregation oder Integration (land sparing vs. land sharing) 17
3.2 Lebensgemeinschaften 19
3.2.1 Meta-Lebensgemeinschaften (Metacommunities) 19
3.2.2 Rand- und spill-over Effekte 19
3.3 Arten 19
3.3.1 Aussterben von Arten 19
3.3.2 Biogeographie und Verbreitung von Arten 21
3.3.3 Arten-Areal-Beziehung 21
3.3.4 Inseltheorie und Weiterentwicklungen 22
3.3.5 Habitatsheterogenität und Nischentheorie 23
3.3.6 Mosaik-Konzept und Landschaftsqualität 24
3.3.7 Lebenszyklus-Strategien (r- und K-Strategen) 25
3.4 Populationen 25
3.4.1 Kleine Populationen (Small Populations) 25
3.4.2 Abnehmende Populationen (Declining Populations) 26
3.4.3 Minimum viable population (MVP) size 26
3.4.4 Konzept der Minimal-Areale 27
3.4.5 Metapopulationstheorie und -dynamik 29
3.5 Populationsgenetik 29

3.5.1 Genetische Variabilität 29
4 Lebensräume 31
4.1 Stehende Gewässer und Uferzonen 31
4.2 Fliessgewässer und Flussauen 45
4.3 Quellen 62
4.4 Grundwasser 69
4.5 Moore und Feuchtwiesen 80
4.6 Grünland 96
4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente 117
4.8 Wald 138
4.9 Siedlungsraum mit Schwerpunkt urbaner Raum 148
5 Bedeutende Gebiete für Artengruppen 163
5.1 Prioritäre Arten der Kategorien 1 und 2 sowie Smaragdarten 163
5.2 Kryptogamen 164
5.3 Pflanzen 167
5.4 Schmetterlinge 167
5.5 Fische und Krebse 169
5.6 Amphibien 170
5.7 Reptilien 171
5.8 Vögel 172
5.9 Fledermäuse (Siedlungsgebiet) 173
5.10 Artengruppen bestimmter Lebensraumbereiche 174
6 Übersicht der Ergebnisse der ExpertInnen-Umfrage 177
6.1 Flächenbedarf in der Schweiz 177
6.2 Übersicht zu den verschiedenen Lebensräumen 177
7 Schlussfolgerungen 181
8 Dank 183
9 Literatur 184
10 Anhang 217
10.1 Sicherheit der ExpertInnen bei Ihrer Einschätzung 217
10.2 Kategorien für die Einstufung der Regenerierbarkeit 218
10.3 Ausschnitt des Fragebogens 219

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Sowohl weltweit als auch in der Schweiz erlitt die Biodiversität in den letzten 150 Jahren aufgrund anthropogener Aktivitäten grosse Verluste. Als Hauptursachen für den Rückgang und die weitere Gefährdung der Biodiversität wurden Lebensraumverlust und die Verschlechterung der Lebensraumqualität erkannt (Diamond 1989; Lachat et al. 2010b; Cordillot & Klaus 2011).

Vor diesem Hintergrund verabschiedete der Bundesrat am 25. April 2012 die Strategie Biodiversität Schweiz mit dem Oberziel, Biodiversität und Ökosystemleistungen in der Schweiz langfristig zu erhalten (Kasten 1).

In Ziel 2 der Strategie Biodiversität Schweiz wird der Aufbau einer ökologischen Infrastruktur – also von Flächen zur Biodiversitätsförderung und -erhaltung – zur Sicherung des Raumes für die Erhaltung der Biodiversität verlangt. Einen Flächenbedarf weisen auch weitere Ziele der Strategie auf (Schweizerische Eidgenossenschaft 2012a).

Kasten 1: Oberziel und Ziel 2 der Strategie Biodiversität Schweiz (Schweizerische Eidgenossenschaft 2012a).

Oberziel:

Die Biodiversität ist reichhaltig und gegenüber Veränderungen reaktionsfähig. Die Biodiversität und ihre Ökosystemleistungen sind langfristig erhalten.

Ziel 2

Zur Sicherung des Raumes für die langfristige Erhaltung der Biodiversität wird bis 2020 eine ökologische Infrastruktur von Schutzgebieten und Vernetzungsgebieten aufgebaut. Der Zustand der gefährdeten Lebensräume wird verbessert.

1.2 Fragestellung

Für die langfristige Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen in der Schweiz stellt sich die zentrale offene Frage, welche Grösse, Qualität und Anordnung der Flächen im Raum aus wissenschaftlicher Sicht überhaupt notwendig sind. Mittels einer Literaturrecherche und einer Befragung von ExpertInnen schätzte das Forum Biodiversität Schweiz der Akademie Naturwissenschaften SCNAT diesen Flächenbedarf für verschiedene Lebensräume ab. Die Ergebnisse bilden eine erste umfassende Zusammenstellung wissenschaftlicher Grundlagen für den schweizweit zur Erhaltung von Biodiversität und Ökosystemleistungen notwendigen Flächenbedarf.

Bei der Studie standen die folgenden Fragen im Zentrum:

- Welche ökologischen Theorien und Konzepte sind bezüglich des Flächen- und Qualitätsbedarfes sowie der Anordnung von Flächen im Raum relevant?
- Genügen die heutige Quantität und Qualität der verschiedenen Lebensräume der Schweiz sowie die Anordnung deren Flächen im Raum, um die lebensraumspezifische Biodiversität und die Ökosystemleistungen langfristig zu erhalten?
- Welche Flächen der Lebensräume sind notwendig, um deren spezifische Biodiversität zu erhalten?
- Welche Qualität der Lebensräume ist dazu notwendig?
- Welche Anordnung von Einzelflächen dieser Lebensräume im Raum ist dazu optimal?
- Wo befinden sich besonders wichtige Gebiete für die Erhaltung der Biodiversität?
- Welcher Anteil der Schweizer Landesfläche ist schätzungsmässig notwendig, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten, d.h. um das Oberziel der Strategie Biodiversität Schweiz (Kasten 1) zu erreichen?

1.3 Aufbau des Berichtes

Die Kernbotschaften der Studie sind in der **Zusammenfassung** in Kürze präsentiert.

Im **Kapitel 2 Methode** wird das Vorgehen bei der Literatursuche, den Befragungen der ExpertInnen sowie bei der Auswertung des Fragebogens beschrieben.

Das **Kapitel 3 Ökologische Theorien und Konzepte** erläutert die relevantesten ökologischen Theorien und Konzepte bezüglich des Flächen- und Qualitätsbedarfes. Die für die vorliegende Fragestellung wichtigsten Kernbotschaften eines Konzeptes sowie darauf basierende Handlungsprinzipien werden jeweils in Boxen präsentiert.

Der Flächen- und Qualitätsbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz wird im **Kapitel 4 für verschiedene Lebensräume** beschrieben. Die Einteilung der Kapitel richtet sich grob nach dem System von Delarze & Gonseth (2008). Da diese die Lebensräume nach strukturellen Ähnlichkeiten einteilen (z.B. alle Waldtypen unter Wälder), und nicht nach deren gemeinsamen Vorkommen (z.B. Auenwald im Uferbereich eines Fliessgewässers), weicht die Gliederung im vorliegenden Bericht teilweise davon ab. Damit wird auch versucht, die Bedürfnisse von Organismengruppen und Ökosystemleistungen, für die ein Ansatz auf der Landschaftsebene besser geeignet wäre, zu berücksichtigen.

Jedes Lebensraumkapitel enthält ein Porträt des Lebensraumes. Danach folgen Unterkapitel, die auf den Flächenbedarf für Dynamik, artspezifische Prozesse, Erhaltung von Arten und Lebensräumen, für genetische Vielfalt und relevante Ökosystemleistungen eingehen. Am Ende der Unterkapitel werden die jeweils wichtigsten Punkte in Boxen aufgelistet. Eine Zusammenfassung der Lebensraumkapitel findet sich jeweils in den letzten zwei Unterkapiteln:

- Schlussfolgerungen Flächenbedarf
- Schlussfolgerungen Anordnung im Raum

Für die Erhaltung gewisser Organismen existieren Gebiete mit einer besonderen diesbezüglichen Bedeutung. Diese sind, soweit vorhanden, im **Kapitel 5 Bedeutende Gebiete für Artengruppen** beschrieben. Es handelt sich dabei z.B. um Important Bird Areas, um die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung oder um Standorte mit einem hohen Potenzial für gewisse Artengruppen.

Eine Übersicht des Flächenbedarfes gibt das **Kapitel 6 Übersicht der Ergebnisse der ExpertInnen-Umfrage**.

Im **Kapitel 7 Schlussfolgerungen** wird das Fazit der Studie gezogen.

1.4 Grenzen der Studie

Um den Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz zu untersuchen, wäre ein mehrjähriges Forschungsprojekt nötig. In der zur Verfügung stehenden Zeit (100% Stelle für ein Jahr) haben wir die bestehende wissenschaftliche Literatur soweit als möglich analysiert und durch eine Befragung von rund 200 ExpertInnen in der Schweiz ergänzt.

Bei den Aussagen handelt es sich deshalb um Einschätzungen, die weitere sorgfältige Studien einzelner Aspekte keinesfalls ersetzen können. Wir möchten ausdrücklich auf die Grenzen der in dieser Studie gemachten Aussagen hinweisen:

- Nur ein Teil der Biodiversität ist bekannt. In der Schweiz sind nur rund 10'000 der knapp 50'000 bekannten Arten gut untersucht (Lachat et al. 2010b; Cordillot & Klaus 2011). Zudem schätzen die Fachleute, dass noch mindestens 20'000 Arten in unserem Land leben, die bisher nicht entdeckt und/oder beschrieben wurden (Cordillot & Klaus 2011).
- Pauschalisierungen sind schwierig:
    - Je nach betrachtetem Aspekt der Biodiversität ist der Flächenbedarf anders. Für eine stabile Vogelpopulation sind bestimmte Lebensräume verteilt über Hunderte von km^2 notwendig, für eine Schneckenpopulation nur wenige Hektaren eines Lebensraumes.
    - Verschiedene Organismen oder Ökosystemleistungen haben unterschiedliche qualitative Ansprüche an einen Lebensraum.
- Zwischen dem Wirken eines ursächlichen Faktors und einer offensichtlichen Veränderung der Biodiversität oder einer bestimmten Ökosystemleistung (z.B. Verlust des geeigneten Lebensraumes und folgendes lokales Aussterben einer Art) kann viel Zeit vergehen. Die langfristige Existenz von vielen bereits heute wenig häufigen Arten ist deshalb unsicher.
- Grenzbereiche: Ein Ökosystem kann bei der Überschreitung einer bestimmten Grenze plötzlich in einen anderen ökologischen Zustand wechseln (z.B. „Kippen" von Seen). Bei den meisten Ökosystemen ist nicht bekannt, wo solche Grenzen liegen.

- Die wissenschaftlichen Grundlagen zur Abschätzung des Flächenbedarfs sind teils lückenhaft. Die Gewichtung der in der Literatur behandelten Themen widerspiegelt die Forschungsinteressen. Was tiefgehend behandelt wird und gut vertreten ist, muss deshalb nicht unbedingt das Wichtigste sein.
- Die befragten ExpertInnen fühlten sich bei ihrer Einschätzung des gesamten Flächenbedarfes der Biodiversität und von Ökosystemleistungen in der Schweiz zu 51% „sicher" oder „eher sicher". Für die Einschätzung zu Zustand und zusätzlichem Bedarf bei einzelnen Lebensräumen variiert der Anteil der ExpertInnen, die „sicher" oder „eher sicher" sind, zwischen 70-100% bzw. 50-90%.
- Die Auswirkungen zukünftiger globaler und regionaler Entwicklungen auf Biodiversität und Ökosystemleistungen und den zu ihrer Förderung und Erhaltung notwendigen Flächenbedarf sind nur teilweise vorhersagbar.

2 Methoden

Die Informationen in diesem Bericht basieren auf der bestehenden Literatur und auf Expertenwissen.

Für die Abschätzung des Flächenbedarfes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen wählten wir einen Lebensraumansatz (Kapitel 4), weil mit der Erhaltung einer genügenden Fläche ökologisch intakter Lebensräume die Bedürfnisse vieler Arten erfüllt werden können. Dies ergänzten wir mit dem Artenansatz, indem wir Informationen zu bedeutenden Gebieten für verschiedene Artengruppen zusammentrugen (z.B. Hotspots, Vorkommen National Prioritärer Arten, wichtige Gebiete für die Fortpflanzung,…) (Kapitel 5).

Aufgrund der beschränkten zeitlichen Ressourcen konnten nicht alle Lebensraumtypen gemäss Delarze & Gonseth (2008) bearbeitet werden. Wir wählten diejenigen aus, die in einem Bundesinventar erfasst sind, bei denen ein Handlungsbedarf für die Erhaltung vermutet wird oder die für die Erbringung von Ökosystemleistungen besonders relevant sind. Die Auswahl wurde aufgrund von Rückmeldungen von ExpertInnen angepasst.

2.1 Literatursuche

In der Literatur-Recherche stellten wir einerseits für den theoretischen Teil dieses Berichtes Publikationen zu raum- und qualitätsrelevanten ökologischen Konzepten und andererseits Informationen zu den ausgewählten Lebensräumen zusammen.

Peer reviewed Publikationen wurden bevorzugt. Die Suche danach erfolgte im Web of Knowledge (webofknowledge.com) und auf Google-Scholar (scholar.google.ch). Zusätzlich beachteten wir auch nicht peer-reviewed Quellen: Bücher, Berichte, Dissertations- und Masterarbeiten sowie weitere. Diese Suche erfolgte mit Google (google.com) und auf dem Netzwerk von Bibliotheken in der Schweiz (Nebis.ch). Viele Publikationen verweisen auf weitere Quellen, die teilweise ebenfalls zu Rate gezogen wurden. Des Weiteren erhielten wir von ExpertInnen Hinweise auf Publikationen. Die Literatursuche zu den Lebensräumen beschränkt sich auf Gebiete mit vergleichbaren klimatischen Verhältnissen wie in der Schweiz.

Da das thematische Feld sehr breit ist und generelle wie auch artspezifische Flächenangaben in ganz spezifischen Publikationen erwähnt werden, können wir nicht garantieren, dass unsere Literatursuche vollständig ist. Für die verschiedenen Lebensräume und thematischen Bereiche ist nicht immer dieselbe Fülle von Information vorhanden, so dass nicht alle Aspekte in der gleichen Tiefe behandelt werden.

2.2 ExpertInnengespräche und Gegenlesen von Lebensraumkapiteln

Bei zahlreichen Gesprächen mit Lebensraum- und Artenspezialisten (vgl. Kapitel 2.3) wurden weitere Informationen zum Flächen- und Qualitätsbedarf gesammelt. Die verschiedenen Lebensraumkapitel wurden von entsprechenden Lebensraum-ExpertInnen gegengelesen. Ihre Rückmeldungen in Gesprächen oder in schriftlicher Form lieferten wertvolle Ergänzungen für die Lebensraumkapitel. Alle diese ExpertInnen sind im Kapitel 8 Dank aufgelistet.

2.3 ExpertInnen-Umfrage

Um Wissenslücken zu füllen, welche nicht durch die Literatur-Recherche beantwortet werden konnten, wurde eine ExpertInnen-Umfrage mit einem Online-Fragebogen (www.surveymonkey.com) durchgeführt. Die ExpertInnen-Umfrage kann als komplementärer Ansatz zur Literatur-Recherche betrachtet werden.

Die Auswahl der ExpertInnen erfolgt in einem ersten Schritt basierend auf Publikationen, Berichten und der Suche im Internet. In der Folge wurde die Auswahl von den nationalen Daten- und Informationszentren (Info Species) ergänzt. Schlussendlich wurden 710 ExpertInnen per E-Mail mit einem individuellen Link (nicht weiterreichbar) zum Ausfüllen der Umfrage eingeladen. Ca. zwei Wochen nach der Einladung zur Beantwortung des Fragebogens wurde eine Erinnerungs-E-Mail verschickt. Dies wurde nach weiteren zwei Wochen sowohl für ExpertInnen, die nicht auf die Einladung reagiert hatten, als auch für diejenigen wiederholt, die den Fragebogen nicht abgeschlossen hatten. Nach 6 Wochen wurde der Fragebogen geschlossen.

Die Hauptstruktur des Fragebogens basiert auf den betrachteten Lebensräumen. Nach der Wahl der Sprache (französisch/deutsch) wurde den ExpertInnen der Hintergrund der Umfrage erläutert. Des Weiteren wurden die ExpertInnen gebeten, sich bei der Beantwortung der Fragen an das Oberziel der Strategie Biodiversität Schweiz zu halten (Kapitel 1.1, Kasten 2). Zudem sollten sie die Umsetzbarkeit nicht berücksichtigen, da es um eine Schätzung des Flächenbedarfs aus biologischer/ökologischer Sicht ging. Nach Angaben zu ihrem ExpertInnenstatus konnten die ExpertInnen einen von 15 verschiedenen Lebensräumen auswählen oder den Fragebogen verlassen. Die Einleitung zum Fragebogen sowie die Fragen zu einem Lebensraum finden sich im Anhang 10.3. Die Fragen wurden sinngemäss den verschiedenen Lebensräumen angepasst. Deshalb weicht der Fragebogenaufbau für gewisse Lebensräume geringfügig von den folgenden Beschreibungen ab.

Bei den Lebensräumen mussten die ExpertInnen vorerst angeben, ob sie die Fragen zum Gesamtlebensraum oder nur zu bestimmten Arten und/oder zu Ökosystemleistungen beantworten.

Anschliessend folgten Fragen zur aktuellen Qualität und Quantität des ausgewählten Lebensraumes bezüglich der Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemleistungen. Es bestanden folgende Auswahlmöglichkeiten:

- *Qualität : schlecht, eher schlecht, gerade genügend, eher gut, gut, weiss nicht*
- *Quantität: zu klein, eher zu klein, gerade richtig, eher grösser als nötig, grösser als nötig, weiss nicht*

Die Fragen konnten jeweils für die gesamte Schweiz und für die verschiedenen biogeographischen Regionen getrennt beantwortet werden (Abbildung 1).

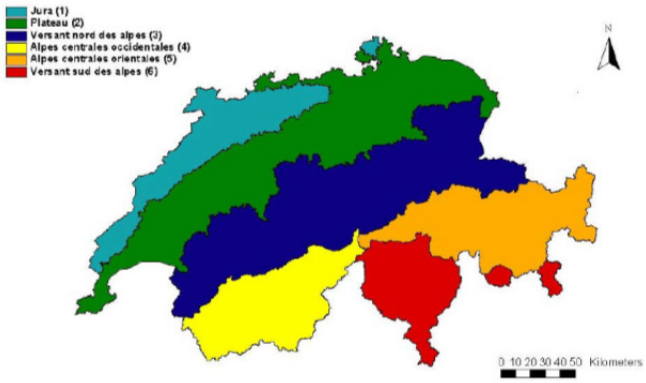


Abbildung 1: Biogeographische Regionen der Schweiz (Gonseth et al. 2001).

Da es sich um Einschätzungen handelt, wurde gleichzeitig immer die Unsicherheit der Antwort erhoben:

- *sicher, eher sicher, eher unsicher, unsicher, weiss nicht*

Schlussendlich wurde gefragt, um wie viel die Quantität des Lebensraumes zunehmen müsste bzw. abnehmen dürfte, sodass dessen Biodiversität und Ökosystemleistungen erhalten bleiben. Es bestand die Möglichkeit folgende Antwort-Klassen zu wählen:

- *keine Zu-/Abnahme (0%)*
- *Zu-/Abnahme bis 5%, 6 bis 10%, 11 bis 25%, 26 bis 50%, 51 bis 75%, 76 bis 100 %*
- *2 bis 5-fache Zunahme (100-400%), mehr als 5-fache Zunahme (>400%)*
- *weiss nicht*

Bei gewissen Lebensräumen (Wald, ökologische Ausgleichsflächen auf der Ackerfläche, Siedlungsraum) wurde direkt nach dem notwendigen Anteil gefragt.

Nach der Bearbeitung eines Lebensraums, wurden die ExpertInnen eingeladen, Fragen für weitere Lebensräume zu beantworten.

Vor Abschluss des Fragebogens wurden die ExpertInnen gefragt, welcher Flächen-Anteil der Schweiz bzw. der biogeographischen Regionen gesamthaft für die Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen gemäss ihrer Einschätzung notwendig sei[1]:

- *weniger als 10%, 11-20%, 21-40%, 41-60%, 61-80%, 81-100%, weiss nicht*

2.4 Analyse des Fragebogens

420 Personen (59%) folgten der Einladung per E-Mail, indem sie auf den Link zum Fragebogen klickten. Zur Qualitätssicherung wurde bei allen ExpertInnen, die den Fragebogen nicht vollständig abgeschlossen hatten, per E-Mail oder Telefon überprüft, ob ihre Antworten Gültigkeit haben. Insgesamt waren 197 Antworten gültig, das sind 47% der Personen, die den Link zur Umfrage angeklickt haben bzw. 28% der eingeladenen ExpertInnen. Die 223 ungültigen Antworten setzten sich folgendermassen zusammen: nur auf Fragebogen-Link geklickt oder nur Einleitungsfragen beantwortet (nur Neugier auf Fragebogen o. keine Zeit), betrachten sich nicht als ExpertInnen, wünschen, dass Antworten nicht berücksichtigt werden. Die Anzahl Antworten je Lebensraum und Frage (qualitativer Zustand bzw. quantitativer Zustand und Bedarf) sowie der Anteil der ExpertInnen, die sich bei ihrer Antwort „sicher" oder „eher sicher" waren, finden sich in Anhang 10.1.

ExpertInnen hatten die Möglichkeit, alle Lebensräume zu bearbeiten. Es wurde deshalb kontrolliert, ob sie nur die Fragen zu denjenigen Lebensräumen beantwortet haben, bei denen sie ihre Kenntnisse als mindestens gut einstuften. Bei Randwerten wurde zudem stichprobenmässig überprüft, ob ExpertInnen unserer Meinung nach die entsprechenden Lebensraumkenntnisse aufweisen. Aufgrund dieser Kontrollen wurden keine weiteren Antworten als ungültig eingestuft.

Für die Auswertung der Antworten wurden bei der Frage nach der aktuellen Qualität der Lebensräume die Zustandsklassen "schlecht", "eher schlecht" zusammengefasst und der entsprechende Anteil der ExpertInnen, die diese Klasse wählten, gebildet (Kapitel 6.2 Übersicht Fragebogen Resultate). Für diesen Anteil wurden „weiss nicht" Antworten nicht berücksichtigt.

Dasselbe Vorgehen erfolgte für den aktuellen quantitativen Zustand (Flächen "zu klein", "eher zu klein" bzw. Dichte, Anteil „zu gering" oder „eher zu gering"). Die Interpretation der Antworten zur Frage nach dem quantitativen Bedarf (Zu-/Abnahme von xx%) der Lebensräume erfolgte gemäss Tabelle 1.

Tabelle 1: Vorgehen bei der Auswertung der Frage nach dem quantitativen Bedarf in Abhängigkeit der Beantwortung der Frage nach dem aktuellen quantitativen Zustand.

Einschätzung der aktuellen Quantität des Lebensraumes	Interpretation der Zu-/Abnahme
„zu klein", „eher zu klein"	Zunahme notwendig
genügend bzw. gerade richtig	„keine Zu-/Abnahme (0%)" (Ausschluss anderweitiger Antworten von der Auswertung)
„grösser als nötig", „eher grösser als nötig"	Abnahme tolerierbar

Für die Auswertung wurde infolgedessen dem Anteil der ExpertInnen, die eine bestimmte Antwort-Klasse wählten die entsprechende Klassenmitte zugeordnet (Tabelle 2). Daraus wurden Mittelwert ± Standardfehler der Antworten berechnet und graphisch dargestellt.

Tabelle 2: Antworte-Klassen der als notwendig bzw. tolerierbar eingeschätzten Zu-/Abnahme der Quantität eines Lebensraumes und jeweilige Klassenmitten (ohne „weiss nicht").

Antworte-Klassen für die Zu-/Abnahme [%]	0	0-5	6-10	11-25	26-50	51-75	76-100	100-400	>400
Klassenmitten [%]	0	±2.5	±8	±18	±38	±63	±88	+250	+650

[1] Auf dieser Fläche hat die Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen Vorrang. Die Fläche kann zusätzlich genutzt werden, falls dies mit der Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen vereinbar ist.

3 Ökologische Theorien und Konzepte

In diesem Kapitel werden Theorien und Konzepte, die für den Flächen- und Qualitätsbedarf der Biodiversität sowie für ihre Anordnung im Raum wichtig sind, kurz beschrieben. Die Theorien und Konzepte sind den verschiedenen biologischen Organisationsebenen zugeordnet (Ökosysteme, Lebensgemeinschaften, Arten, Populationen, Genetik). Teilweise könnte eine Theorie auch mehreren Ebenen zugeordnet werden.

Jeweils anschliessend an eine Theorie folgen in einer Box Kernbotschaften (KB) und generelle Handlungsprinzipien (HP). Die Richtigkeit der Handlungsprinzipien muss für Einzelfälle überprüft werden.

Definition der Biodiversität

Die Definition der Biodiversitätskonvention (CBD, Art. 2) für Biodiversität lautet:

„Biological diversity means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems."

Biodiversität umfasst demzufolge die Vielfalt an Ökosystemen, Arten, der genetischen Vielfalt sowie auch die funktionelle Vielfalt. Bei der Artenvielfalt wird gemäss Whittaker (1993) häufig zwischen α-, β- und γ-Diversität unterschieden. Dabei bezeichnet die α-Diversität die lokale Vielfalt eines Standortes, β-Diversität den Unterschied zwischen diesen Standorten und γ-Diversität die gesamte Vielfalt einer Region.

Kernbotschaften	• Repräsentativität: Für eine repräsentative Erhaltung der Biodiversität, ist die Erhaltung all ihre Aspekte (Lebensräume, Arten, Gene, Wechselwirkungen,...) unerlässlich (Margules & Pressey 2000).
Handlungsprinzipien	• Komplementarität: Komplementäre Massnahmen ermöglichen eine effiziente und effektive Erhaltung der gesamten Biodiversität (Margules & Pressey 2000). Dazu sind insbesondere Massnahmen für unterrepräsentierte Arten und Lebensgemeinschaften nötig. • Repräsentativität verlangt eine Erhaltung der Biodiversität auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene. • Dabei spielen Hotspots seltener, endemischer und gefährdeter Arten auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene eine wichtige Rolle(Davis et al. 2006). • Um die überregionale (γ-)Diversität zu erhalten, ist auch die Berücksichtigung von Spezialstandorte mit allenfalls geringer lokaler (α-)Biodiversität notwendig.

3.1 Ökosysteme

3.1.1 Funktionsfähigkeit der Ökosysteme (ecosystem functioning)

Neben diversen physikalischen und chemischen Prozessen beeinflusst auch die Biodiversität die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen. Ein Verlust, aber auch ein Einwandern von Arten kann sich je nach Art und Ökosystem unterschiedlich auf Ökosystemprozesse und infolge auf Ökosystemleistungen auswirken (Hooper et al. 2005).

Mit zunehmender Biodiversität und gleichbleibenden anderen Bedingungen nimmt normalerweise die Leistung einzelner Ökosystemfunktionen asymptotisch zu (Cardinale et al. 2006), was darauf schliessen lässt, dass mehrere Arten dieselbe Funktion übernehmen können (Redundanz).

In der Realität laufen viele verschiedene Ökosystemprozesse gleichzeitig ab. Je mehr Prozesse betrachtet werden, desto mehr Arten beeinflussen die Funktionsfähigkeit des Systems (Hector & Bagchi 2007; Maestre et al. 2012). Zudem tragen verschiedene Arten zu verschiedenen Zeitpunkten an verschiedenen Orten und bei unterschiedlichen Umweltbedingungen zur Funktionsfähigkeit bei (Isbell et al. 2011; Cardinale et al. 2012).

Oder anders gesagt: Arten reagieren unter verschiedenen Umständen unterschiedlich (response diversity), puffern so Veränderungen ab, erhöhen damit die Resilienz (Reaktionsfähigkeit) von Ökosystemen (Schwartz et al. 2000; Elmqvist et al. 2009) und vermindern Verlust-Risiken (Portfolio Effekt). Insbe-

sondere bei sich verändernden Umweltbedingungen ist eine hohe Resilienz von Ökosystemen und Anpassungsfähigkeit der Arten (adaptive capacity) wünschenswert, um die Erbringung von Ökosystemleistungen zu sichern.

Werden jedoch gewisse Schwellenwerte oder -bereiche (Tipping points, Environmental thresholds) in Ökosystemen überschritten, kann es zu grossen, schnellen und möglicherweise irreversiblen Veränderungen (regime shifts[2]) kommen, die das System in einen anderen ökologischen Zustand versetzen (Huggett 2005; Leadley et al. 2010). Ein auch in der Schweiz bekanntes und nachgewiesenes Beispiel ist das „Kippen" von Seen infolge der Eutrophierung.

Die Übereinstimmung in der Wissenschaft ist unterdessen gross, dass der Biodiversitätsverlust zu einer geringeren Effizienz mehrerer Ökosystemfunktionen führt und dass vielfältigere Lebensgemeinschaften produktiver sind (Cardinale et al. 2012). Hooper et al. (2012) zeigen zudem, dass der Effekt des Artenverlustes auf Ökosystemprozesse (z.B. Produktivität und Abbau) ähnliche Grössenordnungen aufweisen kann wie die Auswirkungen anderer Veränderungs-Ursachen (UV Strahlung, Klimaerwärmung, Eutrophierung).

KB	• Mit zunehmender Biodiversität steigen bei ansonsten gleichbleibenden Bedingungen die Leistungen vieler Ökosystemprozesse. • Eine hohe Biodiversität wirkt sich räumlich, zeitlich und bei unterschiedlichen Umweltbedingungen stabilisierend auf die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme aus. Dadurch wird die Resilienz (Reaktionsfähigkeit) der Ökosysteme erhöht. • Ebenso tragen Redundanz (Präsenz verschiedener Arten, die dieselbe Funktion erfüllen) und die Anpassungsfähigkeit der Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme zur Stabilität bzw. Resilienz bei. • Es existieren „Tipping points", ab denen Systeme in kurzer Zeit und teilweise kaum reversibel in einen anderen ökologischen Zustand versetzt werden. • Gemäss Modellierungen kann der Effekt des Biodiversitätsverlustes auf Ökosystemprozesse je nach Ausmass ähnliche Grössenordnungen annehmen wie die Auswirkungen von Klimawandel oder Eutrophierung.
HP	• Eine hohe Biodiversität ist wichtig, um die Leistung, Stabilität und Resilienz von Ökosystemen zu erhalten. Diese können mit der Förderung der Biodiversität erhöht werden (Biggs et al. 2012). • Für die Sicherung biologischer, physikalischer und chemischer Prozesse, die für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme und ihrer Leistungen notwendig sind (Lawton et al. 2010), ist die Erhaltung der dafür benötigten Flächen unerlässlich. • Eine Revitalisierung (Wiederherstellung, Renaturierung) von Lebensräumen kann beeinträchtigte Ökosystemprozesse wieder in Gang bringen.

3.1.2 Konzept der Ökosystemleistungen

Das Konzept der Ökosystemleistungen beinhaltet, dass der Mensch von Leistungen und Gütern der Ökosysteme profitiert. Je nach Programm werden Ökosystemleistungen und -güter unterschiedlich definiert und klassifiziert: MA (Millennium Ecosystem Assessment 2005), TEEB (TEEB 2010), CICES (Haines-Young & Potschin 2010), Bundesamt für Umwelt (Staub et al. 2011)). Eine erste Unterteilung erfolgt meistens in die folgenden Kategorien:

Bereitstellende, Regulierende, Kulturelle und Unterstützende Leistungen

Intakte Ökosystemprozesse (vgl. Kapitel 3.1.1) wie auch die Biodiversität sind eine Grundvoraussetzung für die Erbringung vieler Ökosystemleistungen. Es bestehen unterdessen genügend Belege (Tabelle 3), dass gewisse Bereitstellende und Regulierende Leistungen von der Biodiversität direkt positiv beeinflusst werden (Isbell et al. 2011; Cardinale et al. 2012). Für viele Ökosystemleistungen ist aber momentan der direkte Zusammenhang mit der Biodiversität noch ungenügend bekannt.

Der Bedarf der Gesellschaft an bestimmten Ökosystemleistungen und in Folge die dafür notwendigen Flächen können nur unter Berücksichtigung natur- und sozialwissenschaftlicher sowie wirtschaftlicher

[2] http://www.regimeshifts.org

Aspekte hergeleitet werden. Denn einerseits ist der Bedarf an Ökosystemleistungen abhängig von der Nachfrage, andererseits befindet sich das Angebot nicht immer am Ort der Nachfrage. Zudem kann der Bedarf an bzw. die Nutzung von verschiedenen Ökosystemleistungen zu Konflikten untereinander oder zur Erhaltung der Biodiversität führen, da Ihre Flächenansprüche nicht miteinander vereinbar sind.

Zu berücksichtigen sind ferner folgende Aspekte:

- Für viele Ökosystemleistungen gilt: je mehr Fläche desto höher die Leistung
- Viele Ökosystemleistungen werden für das menschliche Wohlergehen mehr oder weniger überall benötigt.

Tabelle 3: Belege für den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen (Cardinale et al. 2012).

Category of service	Measure of service provision	SPU	Diversity level	Source	Study type	*N*	Relationship	
							Predicted	Actual
Provisioning								
Crops	Crop yield	Plants	Genetic	DS	Exp	575	↗	↗
			Species	DS	Exp	100	↘	↕
Fisheries	Stability of fisheries yield	Fish	Species	PS	Obs	8	↗	↗
Wood	Wood production	Plants	Species	DS	Exp	53	↗	↗
Fodder	Fodder yield	Plants	Species	DS	Exp	271	↗	↗
Regulating								
Biocontrol	Control of herbivorous pests (bottom-up effect of plant diversity)	Plants	Species	DS*	Obs	40	↗	↗
		Plants	Species	DS†	Exp	100	↗	↗
		Plants	Species	DS‡	Exp	287	↘	↕
		Plants	Species	DS§	Exp	100	↘	0
	Control of herbivorous pests (top-down effect of natural enemy diversity)	Natural enemies	Species/trait	DS*	Obs	18	↗	↗
		Natural enemies	Species	DS†	Exp/Obs	266	↗	↗
		Natural enemies	Species	DS‡	Exp	38	↘	↕
	Resistance to plant invasion	Plants	Species	DS	Exp	120	↗	↗
	Disease prevalence (on plants)	Plants	Species	DS	Exp	107	↗	↗
	Disease prevalence (on animals)	Multiple	Species	DS	Exp/Obs	45	↘	↕
Climate	Primary production	Plants	Species	DS	Exp	7	↗	0
	Carbon sequestration	Plants	Species	DS	Exp	479	↗	↗
	Carbon storage	Plants	Species/trait	PS	Obs	33	↘	↕
Soil	Soil nutrient mineralization	Plants	Species	DS	Exp	103	↗	↗
	Soil organic matter	Plants	Species	DS	Exp	85	↗	↗
Water	Freshwater purification	Multiple	Genetic/species	PS	Exp	8	↗	0
Pollination	Pollination	Insects	Species	PS	Obs	7	↘	↕

For each ecosystem service we searched the ISI Web of Knowledge for published data syntheses (DS). The footnote symbols in the 'Source' column refer to different syntheses. When a synthesis was not available, we completed our own primary search (PS, see Box 2). Detailed results are given in Supplementary Table 2. Data presented here are summarized as follows: green, actual data relationships agree with predictions; yellow, Data show mixed results; red, data conflict with predictions. Exp, experimental; *N*, number of data points; Obs, observed; SPU, service providing unit (where natural enemies include predators, parasitoids and pathogens). Note that 13 ecosystem services are not included in this table due to lack of data (<5 relationships, see Supplementary Table 2).

KB	• Der Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen ist für einige Ökosystemleistungen gut bekannt, für andere mangelt es noch an Daten und/oder Studien. • Eine höhere Biodiversität führt in vielen Fällen zu höheren Ökosystemleistungen. • Sowohl die lokale als auch die regionale Biodiversität sind wichtig für Ökosystemleistungen. • Zwischen der Nutzung unterschiedlicher Ökosystemleistungen können Konflikte auftreten. Der Flächenbedarf verschiedener Ökosystemleistungen oder der Biodiversität sind deshalb nur teilweise deckungsgleich.
HP	• Eine räumlich explizite Ermittlung des Bedarfes und des Angebotes an Ökosystemleistungen, die Festlegung von Vorranggebieten für Ökosystemleistungen sowie die Ermittlung des Synergie- und Konflikt-Potenzials zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen bildet eine der Grundlagen für eine nachhaltige Entwicklung. • Die Erhaltung und Förderung von Ökosystemleistungen am Ort der Nachfrage erlaubt ihre effiziente und nachhaltige Nutzung. • Eine möglichst flächendeckende Erhaltung vieler Ökosystemleistungen fördert das Wohlergehen der Menschen.

3.1.3 Carrying capacity

Eine Fläche kann aufgrund der zur Verfügung stehenden Ressourcen nur eine maximale Anzahl Individuen einer Art über längere Zeit beherbergen. In Flächen mit guter Qualität stehen mehr Ressourcen zur Verfügung, wodurch mehr Individuen auf derselben Fläche leben können (Thomas et al. 2001). Das heisst auch die Dichte an Individuen ist höher und die minimal notwendige Fläche für eine Population teilweise kleiner. Die Dichte von Individuen kann zudem zu unterschiedlichem Verhalten führen und populationsrelevante Prozesse wie die Fortpflanzung oder Ausbreitung beeinflussen (Hixon & Johnson (2009), vgl. Kapitel 3.3.1). Eine Erhöhung der Carrying capacity kann die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen verbessern (Schtickzelle et al. 2005).

KB	• Eine höhere Qualität der Flächen bietet Ressourcen für mehr Individuen, d.h. normalerweise grösseren Populationen (vgl. 3.4.1 Kleine Populationen)
HP	• Die Sicherung einer hochstehenden Flächen-Qualität fördert das Überleben von Organismen und ihrer Populationen.

3.1.4 Patch dynamics und Mosaik-Zyklus Konzept

Innerhalb eines Lebensraumes besteht eine Vielzahl von Flächen in unterschiedlichen Entwicklungsstadien (Mosaik) (Remmert 1991). Störungen bringen begrenzte Flächen eines Lebensraumes immer wieder in einen anderen Zustand, von dem aus sich das System wieder weiter entwickelt. Die Idee eines stabilen Endstadiums der Entwicklung, wie z.B. das Klimaxstadium im Wald, wird nicht mehr als gültig angeschaut (Duelli 1995). Flächen, die durch Lebensraum-typische Störungen verändert werden und die darauf folgenden Sukkzessionsstadien, sind notwendig für die Erhaltung der charakteristischen Biodiversität eines Lebensraumes. Gemäss der „intermediate disturbance hypothesis", die gemäss Wilson (1994) auf „patch dynamics" basiert, ist die Vielfalt dort am grössten, wo eine mittlere Störungsintensität auftritt.

Es wird empfohlen, das Konzept der Patch dynamics bei der Ausscheidung von Schutzgebieten zu berücksichtigen (Pickett & Thompson 1978; Baker 1992; Margules & Pressey 2000). Schutzgebiete sollten dementsprechend bedeutend grösser sein als die grössten von Störungen (z.B. Windwurf, Waldbrand) betroffenen Flächen. Nur so können interne Wiederbesiedlungsquellen für bestimmte Arten bewahrt werden.

KB	• Verschiedene Arten sind auf unterschiedliche Entwicklungsphasen von Lebensräumen angewiesen, teilweise auch auf ein Nebeneinander dieser Phasen. • Störungen sind je nach System unterschiedlich in ihrer Häufigkeit und Stärke. Ebenso entwickeln sich System generell und nach einer Störung unterschiedlich schnell.
HP	• Ein Vorkommen und auch ein Nebeneinander von Flächen in unterschiedlichen Entwicklungszuständen (Altersphasen, Sukzessionsstadien, Bewirtschaftungszustand,...) sind wichtig für die Erhaltung der Biodiversität. • Die Ermöglichung und das Zulassen der lebensraumtypischen Dynamik sind dazu unerlässlich. • Insbesondere bei Lebensräumen mit einer „langsamen" Dynamik, ermöglicht die Ausscheidung von Wildnis-Gebieten (Prozessschutz) das Vorkommen der verschiedenen Entwicklungsphasen. • Entwicklungszustände, die sich aufgrund des menschlichen Einflusses „selten" einstellen, sind förderungswürdig.

3.1.5 Segregation oder Integration (land sparing vs. land sharing)

Ab den 70er Jahren in Europa (Hampicke 1988) und heute wieder weltweit wird diskutiert, ob für die Erhaltung und Vielfalt von Arten und für einen guten Umweltzustand eine Segregation oder Integration von Produktion und Naturschutz geeigneter ist (Tabelle 4, Abbildung 2). Zusätzlich stellt sich die Frage, ab welcher Intensität der Landnutzung welche Strategie vorzuziehen ist (Erz 1978; Hodgson et al. 2010).

Tabelle 4: Strategien von Hampicke (1988) dargestellt von Bolliger (2012).

	Integration		Segregation
	Kombination	Vernetzung	
Leitidee, Grundsatz	Flächiges Extensivieren der Bewirtschaftung	Verzahnung Naturschutz Landwirtschaft	Räumliche Trennung von Naturschutz/Landwirtschaft
Zielsetzung	Landeskultur Umweltschutz	Fördern der generellen Artenvielfalt	Schutz bedrohter Arten- und Biotope
Anwendungs-beispiel	Biolandbau Integrierte Produktion	Kleinteilige Kulturlandschaft	Schutz der Moore Schutz des Brachvogels
Umsetzungs-programme	Nachhaltige Landwirtsch. Öko-Leistungsnachweis	Ökologischer Ausgleich Vernetzungsprojekte	Klassischer Naturschutz Schutzverordnung
Modelle	Abgestufte Landnutzung	Mosaikkonzept, Metapop.	Metapop, Inseltheorie

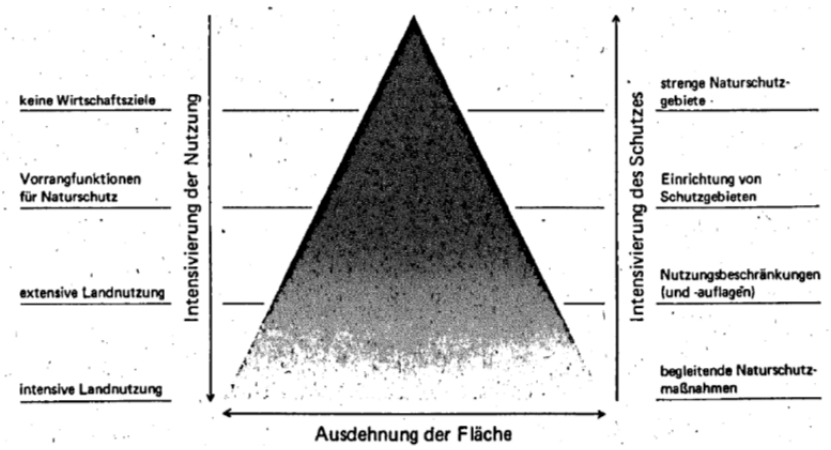


Abbildung 2:"Flächenbedarf und Intensitätsgrade des Naturschutzes innerhalb der Landnutzung" (Erz 1978).

Die Fundorte National Prioritärer Arten in der Schweiz (Kapitel 5 Bedeutende Gebiete für Artengruppen) und auch internationale Arbeiten (Margules & Pressey 2000; Fischer et al. 2008; Smith et al. 2012) zeigen, dass je nach Situation und Ziel der eine oder andere Ansatz besser geeignet bzw. eine kombinierte Strategie vorteilhaft ist. Für einige gefährdete Arten ist die Unterschutzstellung von Gebieten die erfolgreiche Erhaltungs-Strategie. Insbesondere wenig häufige, aber eigentlich weit verbreitete Arten, sind in dieser weiten Verbreitung zu erhalten. Dazu müssen auch die entsprechenden Habitate im gesamten Verbreitungsgebiet und nicht nur an einzelnen Stellen zur Verfügung stehen. Viele Defizit- bzw. Potenzialgebiete könnten dazu ökologisch so aufgewertet werden, dass sie zur Erhaltung der Biodiversität beitragen (pers. Mitteilung St. Eggenberg, infoflora).

Ebenfalls als ein (Denk-/Planungs-)Modell für die Integration bzw. die Vernetzung zählt das **Konzept der differenzierten Landnutzung** von Haber (1972). Dieses geht davon aus, dass eine Kulturlandschaft (inklusiv Siedlungsraum) die ökosystemaren Funktionen erfüllen kann, wenn Nutzungsformen unterschiedlicher Intensität in geeigneter Art angeordnet werden.

Einerseits wird empfohlen die vorherrschende Landnutzung zu diversifizieren, anderseits ist es wichtig, dass in einer bestimmten Raumeinheit immer ein genügender Anteil naturnaher Flächen sowie puffernde und entlastende Einheiten zur Verfügung stehen.

KB	• Die Fundorte National Prioritärer Arten in der Schweiz sind weit verteilt. • Je nach Lebensraum und je nach Organismen sind unterschiedliche Erhaltungsstrategien geeignet.
HP	• Die Umsetzung und Kombination verschiedener Erhaltungs- und Förderungsstrategien ermöglichen die Erhaltung der gesamten Biodiversität und eines guten Umweltzustandes. • Viele Defizit- bzw. Potenzialgebiete könnten (und sollten) ökologisch so aufgewertet werden, dass sie zur Erhaltung der Biodiversität beitragen.

3.2 Lebensgemeinschaften

3.2.1 Meta-Lebensgemeinschaften (Metacommunities)

In der Realität existieren nicht nur Metapopulationen von einzelnen Arten, sondern gesamte Lebensgemeinschaften, die interagieren (Duelli 1995). Um diese Vorgänge besser zu verstehen und zu beschreiben, wurde die Metapopulations-Theorie auf Lebensgemeinschaften verschiedener Organismen ausgeweitet (Logue et al. 2011).

Wenn komplexe Netzwerke wie Räuber-Beute Beziehungen, Pflanzen-Herbivoren, Bestäuber-Pflanzen, Parasiten-Wirt Beziehungen gestört werden, können ihre Stabilität und Leistung abnehmen.

KB	• Lebensgemeinschaften interagieren. • Eine Störung der Interaktionen in Lebensgemeinschaften kann ihre Stabilität und Leistungen einschränken.
HP	• Die Erhaltung ganzer Lebensgemeinschaften ist wichtig, um die Stabilität von Systemen zu erhalten.

3.2.2 Rand- und spill-over Effekte

Randeffekte sind im Übergangsbereich verschiedener Lebensräume beobachtbar und können ihre typische Lebensgemeinschaften verändern. Insbesondere bei kleinen fragmentierten Flächen sind solche Effekte stark und bedeutend für die Erhaltung von Arten und Lebensräumen (Laurance 2008). Biotische (z.B. anthropogene Störungen, Prädatoren,…) und abiotische (z.B. anderes Lokalklima, Nährstoffeintrag,…) Einflüsse können sowohl zu negativen als auch positiven Randeffekten führen.

Ein positiver Effekt ist z.B. die Bestäubung von landwirtschaftlichen Kulturen, die von einer höheren Vielfalt und Abundanz von Bestäubern in einer benachbarten ökologische Ausgleichsfläche profitieren. Dieser positive Randeffekt wird spill-over Effekt genannt. Dieser wurde für terrestrische Schutzgebiete und Korridore dazwischen (Brudvig et al. 2009) sowie für Gewässerhabitate (Russ & Alcala 2011) nachgewiesen. Die Studien zeigen, dass Schutzgebiete einen positiven Effekt auf die umliegende Landschaft haben können.

Ein negativer Randeffekt kann z.B. durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten am Rande eines Gebietes entstehen. Gewisse Tierarten meiden dadurch die Randbereiche.

KB	• Naturnahe Flächen können sich dank spill-over Effekten positiv auf die umgebende Landschaft auswirken. • Negative Randeffekte können die effektive Fläche eines benachbarten Lebensraumes verkleinern.
HP	• Die Erhaltung oder Anlage einer genügende Anzahl und Grösse von naturnahen Flächen mit geeigneter Verteilung im Raum können zu positiven Effekten in der umgebende Landschaft führen. • Die Umsetzung von Pufferzonen um gewisse Lebensräume in der intensiv genutzten Landschaft vermindert negative Randeffekte von intensiv genutzten Flächen auf die schutzwürdigen Flächen.

3.3 Arten

3.3.1 Aussterben von Arten

Habitatszerstörung und -schädigung gelten weltweit wie auch in der Schweiz (Abbildung 3) neben Übernutzung, invasiven Arten und Aussterbekaskaden („teuflisches Quartett") als eine der Hauptursachen für das momentane, anthropogen bedingte Aussterben von Arten (Diamond 1989). Die Lebensraumfläche der Arten in einem guten Zustand zu erhalten ist deshalb unerlässlich. Die meisten Aussterbeereignisse werden jedoch nicht durch einen einzigen, sondern durch das gleichzeitige Zusammenspiel von mehreren, sich teilweise gegenseitig verstärkenden Faktoren verursacht (Brook et al. 2008). Als weiterer zukünftig immer wichtiger werdender Gefährdungsfaktor wurde von Thomas et al. (2004) die Klimaveränderung ins Bewusstsein der Forschungsgemeinschaft gebracht.

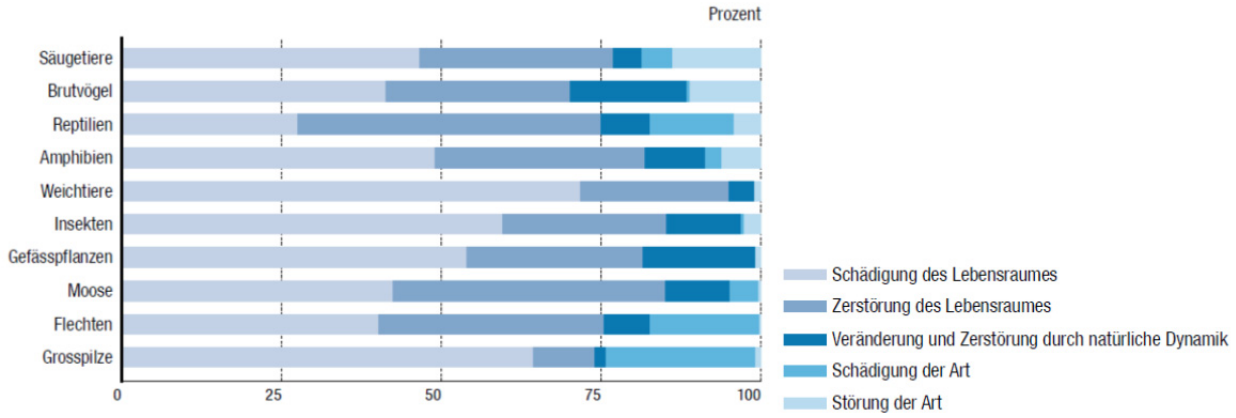


Abbildung 3: Hauptursachen für die Gefährdung der Organismen in der Schweiz für rund 1800 Arten der Roten Listen (Cordillot & Klaus 2011).

Das Wirken dieser Faktoren zu verhindern oder ihre Auswirkung zu minimieren ist Voraussetzung, um die Biodiversität zu erhalten. Mit der Sicherung von ausreichend grossen Flächen kann zumindest gewissen dieser Aussterbeursachen begegnet werden, z.B. in Form von Schutzgebieten, die eine gute Qualität aufweisen und lebensraumspezifisch vernetzt sind Die Erhaltung der Biodiversität wird massgeblich von der Entwicklung dieser Faktoren und der Begrenzung ihrer Auswirkungen abhängen.

So zeigen Jackson & Gaston (2008), dass in Grossbritannien (UK) mehr als die Hälfte der Arten, die entweder weltweit bedroht oder in UK einen starken Rückgang erleiden, für ihr Überleben stark auf das Schutzgebietssystem angewiesen sind. Für die Schweiz zeigt eine Kurzanalyse, dass sich ca. die Hälfte der Populationen von 502 der 708 Prioritären Arten der Kategorie 1 und 2 ausserhalb der aktuellen Schutzgebiete befindet. Es wird gefolgert, dass die Erhaltung dieser Arten in den aktuellen Schutzgebieten allein nicht gewährleistet werden kann (Fivaz 2012).

Diverse Konzepte versuchen Aussterbeereignisse besser verständlich zu machen:

Verzögerungs-Effekt bei Habitatsverlust (extinction debt and relaxation time): Das Aussterben von Arten infolge von Habitatsverlust oder der qualitativen Verschlechterung des Lebensraumes kann mit einer beträchtlichen Zeitverzögerung erfolgen (Tilman et al. 1994). Die Zeit, die zwischen der Störung und dem neuen Gleichgewichtszustandes in der Artengemeinschaft vergeht, wird als „relaxation time" oder auch „time to extinction" bezeichnet. „Extinction debt" bezeichnet die Anzahl Arten bzw. Anzahl Populationen einer Art, die in dieser Zeit vermutlich aussterben. Dieser Verzögerungs-Effekt ist schwierig nachzuweisen, mehrere Studien weisen aber auf dessen Existenz hin (Kuussaari et al. 2009). Daraus folgt, dass eine Art, die z.B. Lebensraumverlust erlitt, auch erst nach einer gewissen Zeit entsprechende Gefährdungstendenzen zeigt. Dies wie auch die häufigen „schleichenden Veränderungen" machen es schwierig zu entscheiden, wann Handlungsbedarf besteht.

Aussterbe-Kaskaden (cascading extinction and coextinctions): Das Aussterben einer Art kann direkt oder indirekt zum Aussterben weiterer Arten sowie zu einer Veränderung in der Struktur der Lebensgemeinschaft führen (Koh et al. 2004; Petchey et al. 2008; Brook et al. 2008). Dies kann aufgrund direkter, aber auch indirekter Beziehungen in einem Netzwerk der Fall sein. Solche Ereignisse sind wahrscheinlicher, wenn:

- eine Art stark spezialisiert ist, z.B. auf eine spezifische Nahrungsquelle
- eine Art abhängig ist von einer anderen Art
- eine Art eine Schlüsselrolle in einem System spielt (keystone species)
- die ökologischen Interaktionen in einer Lebensgemeinschaft stark sind.

Aussterbestrudel (extinction vortex (Caughley 1994; Brook et al. 2008)): Ab einer bestimmten minimalen Populationsgrösse (vgl. untenstehend: minimum viable population) wird eine Population bis zum endgültigen Aussterbeereignis immer schneller kleiner, weil sich die verschiedenen ursächlichen Faktoren gegenseitig verstärken. Zudem nimmt die demographisch bedingte Variabilität der Populationsgrössen zu. Fagan & Holmes (2006) konnten diesen theoretisch vorgeschlagenen Sachverhalt anhand von 10 Populationen von Wirbeltierarten quantitativ nachweisen.

Allee Effekt (Courchamp et al. 2008)): Sutherland & Freckleton (1999) definieren den Allee-Effekt als eine positive Beziehung zwischen einer Fitnesskomponente eines Individuums und der Anzahl oder Dichte seiner Artgenossen. Die Pro Kopf Wachstumsrate einer Population kann negativ werden, falls eine kritische Populationsgrösse (Allee threshold) oder Dichte unterschritten wird (Berec et al. 2007). Deshalb ist nicht nur eine genügende Populationsgrösse wichtig, sondern auch eine genügende Populationsdichte, die von der Qualität des Lebensraumes abhängt, wichtig.

tipping points, **ecological thresholds, extinction thresholds** (vgl. Kapitel 3.1.1)

KB	• Habitatsverlust ist die Hauptursache für das Aussterben von Arten und Populationen. • Der Klimawandel veranlasst Organismen ihr Verbreitungsgebiet, wo dies möglich ist, anzupassen. • Wenig häufige Arten sind teilweise weit verbreitet. • Das Aussterben von Arten kann zeitverzögert zur Gefährdungsursache auftreten. • Das Aussterben einer Art kann zum Aussterben weiterer Arten führen. • Arten sind auf eine minimale Populationsgrösse und -dichte angewiesen. Werden diese unterschritten, ist ein Aussterben in gewissen Fällen kaum zu vermeiden.
HP	• Für die Erhaltung der typischen Lebensgemeinschaften benötigen Lebensräume bestimmte Mindestgrössen und -qualitäten. • Die Sicherung der Durchgängigkeit der Landschaft zwischen verschiedenen Regionen und Höhenstufen ermöglicht Arten ihre Verbreitungsgebiete anzupassen. • Viele gefährdete Arten sind auf die Umsetzung von Massnahmen ausserhalb von Schutzgebieten angewiesen. • Die Anwendung des Vorsorgeprinzips (Prinzip 15 von Rio 1992, BV Art.74, USG Art.1) bei der Erhaltung genügender Flächen kann das Risiko des Aussterbens von Arten verkleinern. • Eine funktionelle Vernetzung von Lebensraumflächen ermöglicht den Fortbestand von Populationen gewisser Arten, auch wenn Einzelflächen dazu zu klein sind. • Die Erhaltung mehrerer Populationen einer Art, vermindert das Risiko, dass die Art als Ganzes ausstirbt.

3.3.2 Biogeographie und Verbreitung von Arten

Die Verbreitung einer Art wie auch von Genen ist durch diverse ökologische Faktoren (z.B. Habitatsverfügbarkeit Kapitel 3.3.5, Ausbreitungsfähigkeiten), historische Ereignisse (z.B. Eiszeiten und folgende Ausbreitung) und Ausbreitungsbarrieren bestimmt (Lomolino et al. 2010; Thiel-Egenter et al. 2011).

Das Aussterberisiko ist für weit verbreitete Arten bzw. Arten, die an mehreren Standorten vorkommen, aufgrund unterschiedlicher Mechanismen (z.B. Metapopulationsdynamik in Kapitel 3.4.5) und der Risikoverteilung häufig geringer als für Taxa mit einem kleineren Verbreitungsgebiet (Hanski 1982; IUCN 2012). So überlebten Taxa mit einer weiten Verbreitung während Massen-Aussterben tendenziell besser (Jablonski 1986; Payne & Finnegan 2007). Die Mehrzahl der Arten weist jedoch ein relativ enges Verbreitungsgebiet auf (Gaston 1996).

KB	• Weit verbreitete Arten weisen tendenziell ein geringeres Aussterberisiko auf.
HP	• Um das Risiko des Aussterbens zu minimieren, sind Arten möglichst in ihrem gesamten potenziellen Verbreitungsgebiet zu erhalten und zu fördern. • Dazu ist die Erhaltung von potenziell geeigneten Habitaten im gesamten Verbreitungsgebiet und nicht nur an einzelnen Standorten notwendig. Dies gilt insbesondere für wenig häufige, aber weit verbreitete Arten. • Die Erhaltung der Durchgängigkeit der Landschaft ermöglicht es Arten, potenzielle Habitate erreichen zu können.

3.3.3 Arten-Areal-Beziehung

Die Beziehung zwischen der Fläche eines Gebietes und der Artenzahl ist schon lange bekannt (Arrhenius 1921; Gleason 1922)

Bei der Grössenzunahme kleiner Flächen verändert sich die Artenzahl zunächst schnell. Ab einer bestimmten Grösse ist die Zu-/Abnahme geringer. Verursacht wird diese Beziehung, weil einerseits auf

einer grösseren Fläche mehr Individuen beherbergt werden können und andererseits durch Effekte der Habitatsdiversität/Heterogenität (vgl. Kapitel 3.3.5). Die Effekte von Flächengrösse und Habitatsdiversität sind schwierig voneinander zu trennen (Kallimanis et al. 2008; Steinmann et al. 2011).

Die Abhängigkeit der Artenzahl von der Flächengrösse wird verwendet um abzuschätzen, welcher Anteil Arten infolge eines Flächen-/Lebensraumverlustes vermutlich aussterben wird (Leadley et al. 2010) oder um Flächenziele in der Naturschutzplanung zu setzen (Desmet & Cowling 2004; Rondinini 2011). Gemäss Groves & The Nature Conservancy (2003) und Lawton et al. (2010b) kann man aufgrund dieser Beziehung (bei z=0.15) vermuten, dass ca. 80-90 % der Arten überleben, wenn 30-40 % der Fläche eines Ökosystems erhalten bleibt oder dass ein Habitatsverlust von 90% zum Aussterben von 50% der Arten des betroffenen Lebensraumes führt.

Kritisch bei diesen Aussagen ist aber, dass die Arten-Areal Beziehung skalenabhängig ist, je nach Artengruppen oder Habitat variiert, Arten nicht gleichmässig über ein Gebiet verteilt sind und Lebensraumfläche nicht zufällig verteilt verloren geht (Turner & Tjørve 2005; Drakare et al. 2006; Smith 2010). So zeigen He & Hubbell (2011), dass Aussterbe-Raten, die mit der Arten-Areal Beziehung hergeleitet werden, überschätzt sind. Unbestritten ist aber, dass der Verlust von grossen Lebensraumflächen zum Aussterben von Arten führt.

Immer noch diskutiert, aber methodisch noch nicht einwandfrei nachgewiesen, wird der „Small island effect" (SIE). Er besagt, dass unterhalb einer bestimmten „Insel"-Grösse die Artenzahl unabhängig von der Flächengrösse variiert (Lomolino et al. 2001; Dengler 2010; Triantis & Sfenthourakis 2012).

KB	• Es besteht eine positive Beziehung zwischen der Grösse und der Artenzahl einer Fläche. • Die Habitatsheterogenität wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt aus. • Lebensraumverlust führt zu einer Abnahme der Artenzahl des Lebensraumes.
HP	• Der Verlust von Lebensraumfläche und -heterogenität ist zu vermeiden, um das Aussterben von Arten oder Populationen zu verhindern

3.3.4 Inseltheorie und Weiterentwicklungen

MacArthur & Wilson (1967) interpretieren die Artenzahl von Inseln im Meer als Gleichgewicht zwischen einwandernden und lokal aussterbenden Arten. Die Arten-Areal-Beziehung wird damit teilweise mit dynamischen Ereignissen erklärt (Caughley 1994).

Je grösser ein isoliertes Gebiet (Insel) ist und je näher es an einem „Ausgangs-Gebiet" (Festland) liegt, desto:

- mehr Arten und mehr Individuen einer Art wandern pro Zeiteinheit ein, da die Wahrscheinlichkeit, ein neues Habitat zu finden und kürzere Ausbreitungsdistanzen zu überleben, grösser ist.
- kleiner ist das Aussterberisiko von Arten, da mehr Individuen Platz haben (Populationsgrösse) und mehr Neuankömmlinge derselben Art das Gebiet erreichen.
- grösser ist die Artenzahl auf dem isolierten Gebiet.

Von den untersuchten Inseln im Meer wurde die Theorie auf isolierte terrestrische Habitate übertragen. In gewissen Systemen und für gewisse Arten werden aber die Artenzahlen vorwiegend durch andere Faktoren bestimmt. So ist die Theorie in der Schweiz gemäss Duelli (1995) *„auf die Lebensräume und deren spezialisierte Arten beschränkt, die in der Schweiz ein echtes Inseldasein mit äusserst beschränktem Genaustausch führen."*

Die Inseltheorie löste einerseits grosse Diskussionen aus (z.B. bezüglich dem Wert grosser und kleiner Schutzgebiete: SLOSS: Single Large or Several Small) und lieferte andererseits wertvolle Ideen für Forschung und Praxis (Broggi & Schlegel 1989).

KB	• Die Anzahl Arten auf isolierten Flächen nimmt mit zunehmender Grösse und abnehmender Distanz zur nächsten Fläche zu. • Ebenso nimmt die Anzahl Arten oder Individuen, die pro Zeiteinheit einwandern können zu.
HP	• Basierend auf der Inseltheorie und anderen Konzepten skizziert Abbildung 4 die optimale Gestaltung und Anordnung von Schutzgebieten

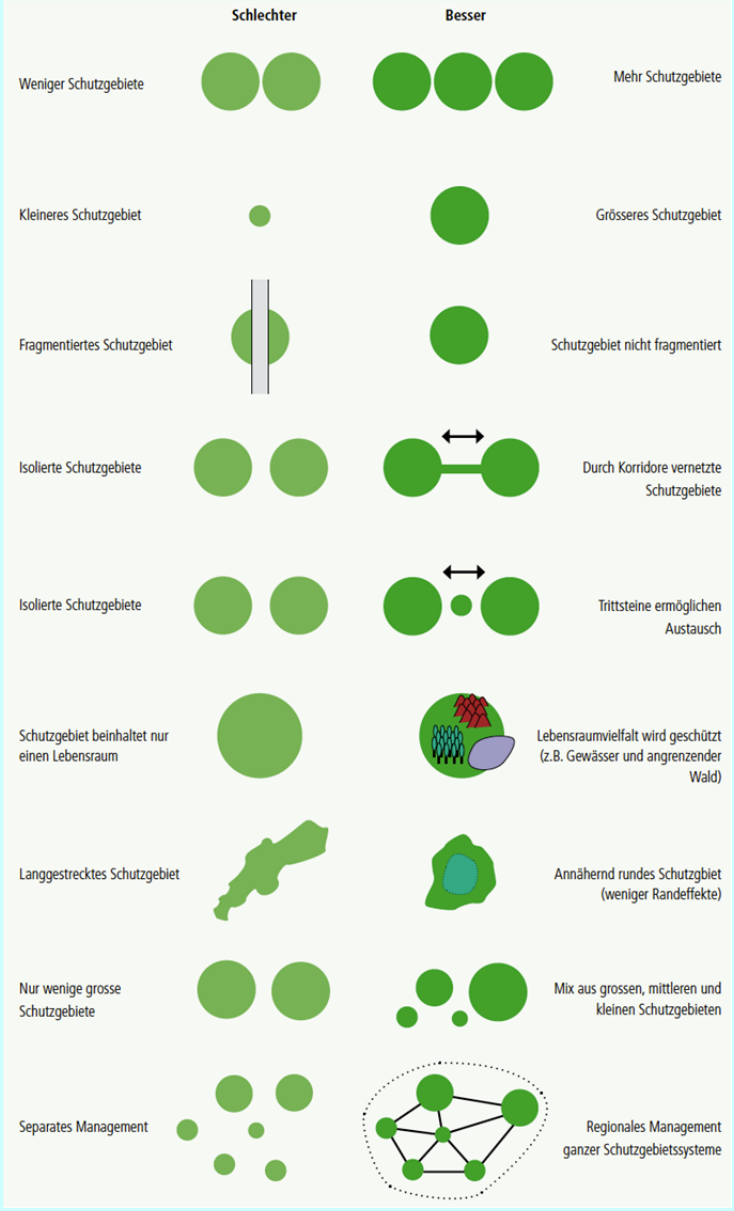
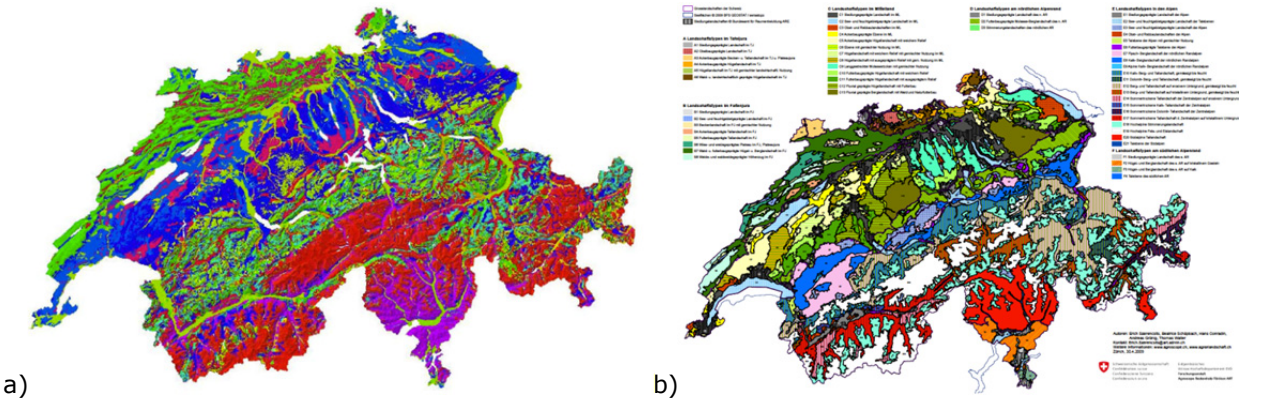


Abbildung 4: Prinzipien für die Planung eines Schutzgebietssystems (Fischer 2011, nach Shafer 1997 und Primack 2010).

3.3.5 Habitatsheterogenität und Nischentheorie

Die Schweiz weist aufgrund der grossen topographischen Unterschiede, der vielen unterschiedlichen klimatischen (Temperatur, Niederschlag) und geologischen Bedingungen (BAFU & GRID-Europe 2010) und der Nutzungsvielfalt (Maurer et al. 2006; Szerencsits et al. 2009; Schwyzer et al. 2012) im Vergleich zu anderen Ländern eine besonders hohe Habitat-Heterogenität auf (Abbildung 5). Die Habitat-Heterogenität ist ein Faktor, der die Arten-Areal-Beziehung beeinflusst (Steinmann et al. 2011), d.h. je mehr Habitate desto mehr Arten. So finden sich in der Schweiz zumindest für bestimmte Artengruppen in denjenigen Regionen mit hohen Gradienten von Standortfaktoren, z.B. grossen Höhenunterschieden, auch am meisten Arten (Koellner et al. 2004; Wohlgemuth et al. 2008; Koordinationsstelle BDM 2012a).



a) b)

Abbildung 5:a) naturräumliche Gliederung der Schweiz aufgrund klimatischer, geologischer und topografischer Variablen auf der Ebene von 100 „Swiss environmental domains"(BAFU & GRID-Europe 2010) und b) Agrarlandschaftstypen der Schweiz (Szerencsits et al. 2009).

Die verschiedenen Arten sind auf unterschiedliche Habitate, in denen die Bedingungen für Ihre Existenz stimmen, angewiesen. Gemäss Hutchinson (1957) wird der durch die Ausprägungen von Umweltfaktoren und dem Ressourcenangebot begrenzte Bereich, in dem eine Art existieren kann, als ökologische Nische einer Art bezeichnet. Arten weisen unterschiedlich weite Nischen auf. Stark spezialisierte Arten sind bezüglich ihrer Anforderungen an ihre Nische weniger flexibel und kommen nur in einem oder wenigen Habitattypen vor. Das heisst, bei der Zerstörung von Habitaten reagieren sie empfindlicher als Arten mit einer breiteren Nische.

KB	• Die Schweiz weist aufgrund der grossen topographischen Unterschiede, der vielen unterschiedlichen klimatischen und geologischen Bedingungen und der Nutzungsvielfalt eine besonders hohe Habitat-Heterogenität auf. • Aufgrund der hohen Habitatsheterogenität ist der Flächenbedarf, um die Vielzahl an Habitaten und ihre Arten zu erhalten, in der Schweiz gross. • Verschiedene Arten weisen unterschiedlich weite Nischen auf, d.h. können ein unterschiedlich weites Spektrum an Habitaten nutzen.
HP	• Für die Erhaltung der Biodiversität sind genügend viele und grosse Flächen der verschiedenen Habitate in den unterschiedlichen Regionen und Höhenstufen notwendig. • Da gewisse spezialisierte Arten spezifische Anforderungen an ihren Lebensraum stellen, sind sie auf spezifische Erhaltungs-/Förderungsmassnahmen angewiesen. D.h. zusätzlich zu Massnahmen für die Vielfalt sind Massnahmen für einzelne spezifische Arten und Habitate notwendig.

3.3.6 Mosaik-Konzept und Landschaftsqualität

Die Artenzahl einer Fläche (Mosaiksteines) hängt gemäss Mosaik-Konzept von der Habitatsvielfalt, der Habitatsheterogenität (Strukturreichtum, Kleinflächigkeit der Mosaiksteine und Länge der Ränder) und dem Organismenaustausch zwischen einzelnen Mosaiksteinen ab, und weniger von der Flächengrösse und der Isolation der Fläche (Duelli 1995, 1997). Wird die Fläche eines Mosaiksteines bei gleichbleibender Habitatsvielfalt in der gesamten Landschaft verkleinert, nimmt die Anzahl Arten gemäss Mosaik-Konzept zu. Die Zunahme wird durch Rand- und Ökotoneffekte sowie über die verschiedenen Dominanzstrukturen der Arten in den verschiedenen Teilflächen erklärt. Ergänzend zur ursprünglichen Inseltheorie (vgl. Kapitel 3.3.4) wird die umgebende Landschaft in die Betrachtung miteinbezogen.

Die Realität zeigt, dass je nach betrachteter Artengruppe unterschiedliche Faktoren auf der Fläche oder in ihrer Umgebung einen grösseren Effekt auf die Artenzahl ausüben (Dauber et al. 2003; Jeanneret et al. 2003). Sowohl die Flächenqualität und -grösse als auch die Qualität und Art der Umgebung beeinflussen die Artenvielfalt und die Anzahl Individuen (Prugh et al. 2008; Laurance 2008; Prevedello & Vieira 2009).

Gewisse Arten nutzen in ihrem Lebens- aber auch schon im Tagesablauf mehrere Habitate. Sie sind deshalb auf ein Nebeneinander bzw. auf die Erreichbarkeit dieser Habitate angewiesen.

KB	• Die Grösse, Heterogenität und Qualität einer Fläche aber auch die gesamte Habitatsvielfalt und Qualität in einer Landschaft beeinflussen die Anzahl Arten auf einer Fläche. • Ein höherer Organismenaustausch zwischen Flächen erhöht die Artenzahl auf Einzelflächen und in der Landschaft. • Gewisse Organismen sind in ihrem Leben auf verschiedene Habitate angewiesen.
HP	• Für die Erhaltung der Biodiversität ist die Sicherung der Qualität von Flächen entscheidend. Die Förderung der Flächenqualität wirkt sich positiv auf die Biodiversität aus. • Ebenso ist die Erhaltung der Qualität und der Habitatsvielfalt in der gesamten Landschaft für die Erhaltung der Biodiversität unerlässlich. • Für die Erhaltung vieler Arten, ist die Sicherung von mehreren funktionell verbundenen Lebensräumen bzw. ein Nebeneinander von Lebensräumen notwendig.

3.3.7 Lebenszyklus-Strategien (r- und K-Strategen)

Organismen teilen sich knappe Ressourcen auf verschiedene lebensnotwendige und arterhaltende Prozesse auf. Je nach Arten haben sich unterschiedliche Strategien entwickelt (Roff 1993).

Bezüglich Fortpflanzung und Ausbreitung bezeichnet man z.B. Arten, die sich schnell vermehren und ausbreiten können, aber nicht sehr konkurrenzfähig sind als r-Strategen. Hingegen gelten Arten, die über lange Zeit jeweils nur wenige aber konkurrenzstarke Nachkommen produzieren als K-Strategen.

Aufgrund der verschiedenen Lebenszyklus-Strategien gibt es Gebiete mit einer besonderen funktionellen Wichtigkeit für gewisse Arten. Populationen können in solchen Gebieten besonders gefährdet sein, weil sich temporär eine grosse Anzahl Individuen auf engem Raum versammeln.

Solche Gebiete sind z.B.: gewisse Zugstellen von Amphibien oder Vögeln, Laichwanderungsstrecken und -gebiete von Fischen, Wochenstuben von Fledermäusen, Rast- und Überwinterungsplätze von Zugvögeln, Brutkolonien, usw. (vgl. Kapitel 5, Darwall et al. 2005; Langhammer et al. 2007; Pressey et al. 2007; Keller 2011).

KB	• K-Strategen haben sich evolutiv an Lebensräume mit einer langsamen Entwicklung angepasst, r-Strategen an sich häufig kurzfristig verändernde Bedingungen. • Verschiedene Arten sind auf unterschiedlich stark ausgeprägte Lebensraumdynamik angewiesen. • Organismen versammeln sich aufgrund ihrer Lebenszyklus-Strategien teilweise in grossen Zahlen an bestimmten Standorten.
HP	• Die Zulassung der lebensraumtypischen Dynamik ermöglicht die Erhaltung der daran angepassten Arten. • Je nach Flächenanspruch und Eigenart der lebensraumtypischen Dynamik kann für die Erhaltung der darauf angewiesenen Arten die Ausscheidung spezifischer Gebiete notwendig sein. • Gebiete oder Standorte, in denen sich Individuen in grosser Zahl und auf engem Raum versammeln, sind für die Erhaltung gewisser Arten besonders bedeutsam.

3.4 Populationen

3.4.1 Kleine Populationen (Small Populations)

Unter diesem Begriff wird die Populationsgenetik und -dynamik von kleinen Populationen und ihre Auswirkungen auf den Fortbestand der Population untersucht. Weshalb Populationen kleiner werden, wird unter dem Begriff *Declining Populations* behandelt.

Für das Überleben von Kleinen Populationen spielen verschiedene Zufälligkeiten eine entscheidende Rolle (Caughley 1994; Matthies et al. 2012), d.h. für kleine Populationen ist die Wahrscheinlichkeit, aufgrund zufälliger Ereignisse (Umwelt, Demographie, Genetik) auszusterben, grösser. Zudem weisen sie meistens eine geringere genetische Variabilität als grössere Populationen auf. Dies kann einerseits zu Inzuchtproblemen führen und andererseits zu einem geringeren Potenzial, sich an verändernde Umweltbedingungen anzupassen (Willi et al. 2006). Bezüglich Letzterem ist zwischen neutraler und adaptiver genetischer Vielfalt zu unterscheiden (vgl. untenstehend *genetische Variabilität*) (Holderegger et al. 2006). Kleine Populationen können eine tiefe neutrale, aber eine hohe adaptive genetische Vielfalt aufweisen. Dies könnte erklären, wieso sich teilweise auch gewisse kleine Populationen

über Generationen aufrechterhalten. Leimu & Fischer (2008) zeigen, dass kleine Pflanzenpopulationen im Gegensatz zu grossen häufig nicht lokal angepasst sind, was u.a. auf eine geringe genetische Variabilität zurückgeführt werden könnte. Anderseits zeigen gewisse kleine Pflanzenpopulationen trotzdem eine hohe genetische Diversität (Kuss et al. 2008).

Die Probleme von Kleinen Populationen werden gemäss Brook et al. (2008) relevant, falls die Population unter die Grösse der MVP sinkt.

KB	• Kleine Populationen weisen ein höheres Aussterberisiko auf als grosse Populationen. • Insbesondere kleinen Populationen sind auf einen Austausch von Individuen mit anderen Populationen angewiesen.
HP	• Die Erhaltung möglichst grosser Populationen, vermindert das Risiko ihres Aussterbens. • Um Ressourcen für genügend grosse Populationen bereitzustellen, ist die Erhaltung und teilweise Vergrösserung gewisser Lebensraumflächen unerlässlich. • Ein funktioneller Verbund von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften fördert die Erhaltung der Biodiversität.

3.4.2 Abnehmende Populationen (Declining Populations)

Das „Declining Population Paradigm" untersucht die Ursachen für das Abnehmen von Populationen (Gefährdungsursachen) und wie diesen begegnet werden kann (Caughley 1994). Die Verkleinerung von Populationen ist problematisch, weil einerseits die Anzahl Individuen einer Art abnimmt, also kleine Populationen (Kapitel 3.4.1) entstehen, und anderseits das Verbreitungsgebietes der Art verkleinert und ausgedünnt wird (Kapitel 3.3.2).

KB	• Abnehmende Populationen weisen ein erhöhtes Aussterberisiko auf.
HP	• Eine Stabilisierung und wenn möglich Vergrösserung der Bestände von abnehmenden Populationen, ist langfristig unerlässlich, um sie vor dem Aussterben zu bewahren.

3.4.3 Minimum viable population (MVP) size

Die MVP bezeichnet die minimale Anzahl Individuen, die eine Population benötigt, um mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit über einen gewissen Zeitraum (Jahre, Generationen) und normalen Unsicherheiten zum Trotz überleben zu können (Shaffer 1981). Es handelt sich immer um eine wahrscheinlichkeitsbezogene Angabe, für die festgelegt wird:

- mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Population überleben soll, und
- wie lange eine Population mit dieser Wahrscheinlichkeit überleben soll.

Falls eine Population die MVP unterschreitet, wird sie zu einer „small population" (Traill et al. 2007) und läuft Gefahr, in einen „extinction vortex" (Kapitel 3.3.1 Aussterben von Arten) zu gelangen (Caughley 1994).

Die MVP kann in population viability analysis (PVA) geschätzt werden. Für zuverlässige Analysen sind viele Informationen über eine Art, ihre Population und die lokalen und regionalen Einflussfaktoren notwendig. Die verschiedenen Unsicherheiten für eine Population werden von Shaffer (1981) folgendermassen aufgeteilt:

- zufällige demografische Schwankungen
- zufällige Umweltveränderungen
- natürliche Katastrophen
- zufällige genetische Veränderungen (Inzucht, genetische Drift)

Es ist wichtig zu bemerken, dass anthropogen bedingte Ursachen für das Abnehmen einer Population wie z.B. Habitatsverlust oder Übernutzung meistens nicht berücksichtigt werden. Das Konzept der MVP ist für die Anwendung in der Realität deshalb nicht sinnvoll, wenn die Auswirkungen solcher Faktoren nicht verhindert werden können (Brook et al. 2006).

In den meisten vorwiegend älteren Publikationen zu MVP werden nicht alle der erwähnten Unsicherheiten berücksichtigt Es werden oft ideale Populationen angenommen und die MVPs werden deswegen vermutlich meistens unterschätzt. Anderseits sind weniger Individuen für das Überleben einer Population notwendig, falls ein Austausch mit anderen Populationen stattfindet.

Die „veraltete" generelle 50/500-Daumen-Regel von Franklin (1980) empfiehlt, dass Populationen kurzfristig eine effektive Populationsgrösse von grösser 50 und langfristig von grösser als 500 aufweisen. Dies ist aber nicht zuverlässig, weil dabei nur die genetische Unsicherheit berücksichtigt wird. Artspezifische Unterschiede und Umweltbedingungen, die einen überwiegenden Effekt zeigen, werden nicht miteinbezogen (Brook et al. 2008). Wichtig dabei ist jedoch der Begriff der effektiven Populationsgrösse. Denn um negative Effekte von Inzucht und genetischer Drift zu vermeiden, muss nicht nur die Gesamtpopulation, sondern diejenige Anzahl Individuen, die ihre Gene an die nächste Generation weitergibt, genügend gross sein.

Neuere Analysen (Groves & The Nature Conservancy 2003) und Reviews für 102 Arten von Wirbeltiere (Reed et al. 2003), 22 Pflanzen, 5 Insekten und 182 Wirbeltiere (Traill et al. 2010) deuten darauf hin, dass nicht ein paar Hundert, sondern mehrere Tausend Individuen für das langfristiges Überleben einer Population notwendig sind.

Die Diskussion bezüglich der Zulässigkeit und Nützlichkeit von generellen MVPs unter bestimmten Bedingungen geht, wenn auch für bedeutend grössere MVPs, aber nach wie vor weiter (Flather et al. 2011a, 2011b; Brook et al. 2011).

KB	• Eine Population muss eine bestimmte Mindestgrösse aufweisen, um mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eine gewisse Zeitdauer zu überleben.
HP	• Populationen, die nur wenige Individuen aufweisen, sind auf Förderungsmassnahmen angewiesen.

3.4.4 Konzept der Minimal-Areale

Es muss zwischen methodischen Minimal-Arealen und biologischen Minimal-Arealen unterschieden werden (Pickett & Thompson 1978; Barkman 1989; Baker 1992). Methodische Minimal-Areale zielen auf den Nachweis möglichst aller Arten in einem Bestand ab. Sie können den Erhalt der Population nicht sichern. Biologische Minimal-Areale hingegen bestimmen Flächen, die für die Erhaltung von Individuen, Populationen oder Arten überlebenssichernd sind:

- **Räumliches Minimum-Areal** (= Methodische Minimal-Areal): Anwesenheit von mindestens einem Individuum einer Art
- **Resistenzminimum-Areal**: Areal, auf dem eine Lebensgemeinschaft sich vollständig und typisch entwickeln kann (ohne gewisse Randeinflüsse)
- **Regenerationsminimum-Areal** (Minimum dynamic areas): Minimal-Areal, auf dem sich eine Lebensgemeinschaft vollständig erhalten und regenerieren kann. Für die Grössenbestimmung kann die von Störungen betroffene Fläche herangezogen werden.

Je nach betrachteter biologischer Organisationsebene wird unter Minimal-Areal (Minimumareal) Unterschiedliches verstanden (Tabelle 5). Die Minimal-Areale werden durch verschiedene Faktoren wie Bestandesdichte, Art und Qualität des Lebensraumes, Störungen, Angebote an Ressourcen, etc. beeinflusst. Häufig werden sie über Minimal viable population sizes (Kapitel 3.4.3) hergeleitet, die ebenfalls mit grossen Unsicherheiten behaftet sind.

Die Flächengrösse von Minimal-Areal kann zudem auch in der Zeit variieren. Je nach Jahreszeit oder Lebensphase eines Individuums werden unterschiedliche Ressourcen benötigt oder andere Habitate genutzt. Gewisse Arten führen Wanderungen/Migrationen durch und benötigen Fläche auf den Wanderrouten. Minimal-Areale sind deshalb insbesondere für komplexere biologische Organisationseinheiten nur mit begrenzter Sicherheit zu bestimmen und müssen sehr vorsichtig interpretiert werden.

In der Umsetzung werden Minimal-Areale für gewisse Arten aber als praxistauglicher empfunden als Minimal viable populations (Thomas 2005). Sie wurden auch schon vorgeschlagen, um die Grösse von Schutzgebieten zu bestimmen, in denen die Lebensraumtypischen Prozesse ablaufen können (Leroux et al. 2007). Heydemann (1981) gibt für verschiedene Grössengruppen der Fauna Populations-Minimal-Areale an (Tabelle 6).

Tabelle 5: Minimal-Areale für verschiedene biologische Organisationsebenen. Verändert übernommen und ergänzt von Heydemann (1981).

Minimal-Areal für	**Erläuterungen**
Individuum /Fortpflanzungseinheit (Brutpaar)	Die Minimal-Areale werden mit einer bestimmten Stetigkeit besiedelt und unterscheiden sich je nach Art stark: • Mobilität der Art (Aktionsradien) • Ressourcenbedarf • verschiedene Lebensraumtypen • benötigte Sozialkontakte • Ausweichen vor Störungen (Ruhebedarf)
Population	Mindestens notwendige Fläche für eine Minimum viable Population (Kapitel 3.4.3). Diese kann je nach Besiedlungsdichte der Individuen, Ressourcenangebot und qualitativem Zustand der Fläche variieren.
Art	• Mindestens notwendige Fläche, die das Überleben der Art sichert: • Genügende Anzahl von Populationen, die miteinander in genetischem Austausch stehen, um das Überleben der Art zu sichern • Vorhandensein von Unterarten
Einzelner Biotop-Bestand	• Flächen sind unterschiedlich gross für Saumbiotope (Ökotone), Flächenbiotope oder Kleinbiotope • Minimalflächen werden bestimmt bezüglich typischem Klima des Lebensraumes oder hydrologische Minimalflächen • Die Minimalfläche beherbergt einen Grossteil der typischen Lebensgemeinschaft • Das Vorkommen der typischen Habitate und Strukturen ist gesichert
Biotoptyp (mehrere Bestände eines bestimmten Typs)	• Volles Spektrum der Artengemeinschaft (vgl. Arten-Areal Beziehung) ist gesichert • Die Fläche beinhaltet die unterschiedlichen Ausprägungen des Biotoptypes • Verschiedenen Sukkzessionsstadien (z.B. infolge Störung) kommen vor • Flächenbedarf im näheren Umfeld soll sich je nach Biotoptyp nach dem Spitzenbedarf richten (Greifvögel, grosse Säugetiere)
Minimales Komplexareal	• Fläche mit einer typischen Kombination von bestimmten Biotoptypen, z.B. Auenbiotope • Lebensräume die komplementär für bestimmte Arten notwendig sind.

Tabelle 6: Anhaltswerte für Populations-Minimalareale von verschiedenen Grössengruppen der Fauna (Anhaltswerte) (Heydemann 1981).

Art bzw. Artengruppe	**Gilde**	**Minimalareal/ Population**
Mikrofauna des Bodens (< 0.3 mm)	-	< 1 ha
Mesofauna des Bodens (< 0.3 - 1 mm)	-	1-5 ha
Makrofauna A (Evertebraten, 1-10 mm Körperlänge)	-	5 - 10 ha
Makrofauna B (Evertebraten, 10 - 50 mm Körperlänge)	sessile	5 - 10 ha
	lauffähige	10 - 20 ha
	flugfähige	50 - 100 ha
Megafauna A (Fische), Amphibien, Reptilien, Kleinsäuger, Kleinvögel	Kleinsäuger	10 - 20 ha
	Reptilien	20 - 100 ha
	Kleinvögel	20 - 100 ha
Megafauna B (Grossvögel, Grosssäuger)	-	100 - 10'000 ha

KB	• Minimum-Areale variieren in Abhängigkeit der betrachteten Arten, Lebensräume und der biologischen Organisationseben. • Diverse Faktoren der Fläche selbst (z.B. Qualität) wie auch der Umgebung (z.B. Störungsintensität) beeinflussen die Grösse von Minimum-Arealen.
HP	• Bei der Bestimmung von Minimum-Arealen ist eine genaue Definition der Zielgrössen sowie der berücksichtigten Faktoren notwendig.

3.4.5 Metapopulationstheorie und -dynamik

Eine Metapopulation besteht aus mehreren Subpopulationen, zwischen denen nur ein beschränkter Genaustausch stattfindet, die also zumindest teilweise voneinander isoliert sind. Aussterben und Wiederbesiedlung von Subpopulationen halten sich ungefähr die Waage, was zu einer insgesamt mehr oder weniger stabilen Metapopulation führt (Hanski & Gilpin 1991).

Die Dynamik in Metapopulationen wird durch die Habitatsqualität, die Anzahl und Grösse der Habitate, der Isolation der Habitate (Distanz dazwischen und Durchlässigkeit der Landschaft) sowie den Ausbreitungsfähigkeiten einer Art selbst beeinflusst (Hanski et al. 1995; Hanski 1998; Moilanen & Hanski 1998).

Bei welchen Arten eine Dynamik gemäss der Metapopulationstheorie in der Realität auftritt, ist noch umstritten (Harrison 1991; Freckleton & Watkinson 2002). Gewisse Arten, die von Natur aus in zerstreuten Habitaten leben, weisen vermutlich natürlicherweise eine Metapopulationsstruktur auf, andere entwickeln eine entsprechende Dynamik aufgrund der Landschaftsfragmentierung.

Subpopulationen, die in Habitaten mit guter Qualität leben und von denen aus sich Individuen ausbreiten, werden als „Source populations" bezeichnet. Von „Sink populations" findet hingegen keine Ausbreitung statt. Bei gewissen Arten (z.B. Pionierarten) sind alle Subpopulationen nur von kurzer Dauer und ihre Verteilung ändert sich jeweils rasch (Primack 2010).

KB	• Für die Erhaltung einer gesamten Population (Art) ist das Vorhandensein mehrerer Subpopulationen (Populationen) wichtig. • Um potenzielle Habitate nach einem lokalen Aussterben wieder oder andere neu besiedeln zu können, müssen sich Organismen in der Landschaft ausbreiten können. • Die Qualität von Lebensräumen beeinflusst die Metapopulationsdynamik.
HP	• Die gleichzeitige Erhaltung von Subpopulationen, die nahe beieinander liegen und gut vernetzt sind, wie auch Gruppen von Subpopulationen, die weit von den anderen getrennt und isoliert sind, vermindert das Aussterbe-Risiko (Groves & The Nature Conservancy 2003). • Der funktionelle Verbund von Lebensräumen kann mit Korridoren und Trittsteinen verbessert werden. • Flächen mit hochstehender Qualität können als Ausbreitungsquellen von Organismen dienen.

3.5 Populationsgenetik

3.5.1 Genetische Variabilität

Eine genügend grosse genetische Variabilität ist wichtig, um die Anpassungsfähigkeit und das Evolutions-Potenzial von Arten und Populationen zu erhalten. Allerdings ist zwischen adaptiver und neutraler genetischer Vielfalt zu unterscheiden, die nicht korreliert sein müssen. Nur die adaptive Vielfalt hat einen Effekt auf die Fitness einer Art und ist somit relevant für die Anpassungsfähigkeit und das Evolutions-Potenzial (Holderegger et al. 2006; Funk et al. 2012). Die Vernetzung mit anderen Populationen sowie die Populationsgrösse beeinflussen die genetische Vielfalt. Deshalb sind grosse Populationen und damit grosse Flächen wichtig (vgl. obenstehend Kleine Populationen). Es wird vermutet, dass gefährdete Arten in den meisten Fällen nicht aussterben, bevor sie durch genetische Faktoren beeinträchtigt sind (Spielman et al. 2004). Insbesondere kleine und isolierte Populationen weisen oft eine geringe genetische Variabilität auf und sind deshalb besonders gefährdet.

Folgende Phänomene können zu einem Verlust der genetischen Variabilität führen:

Gendrift: Der zufällige Wechsel in der Auftretenswahrscheinlichkeit eines Allels innerhalb einer Population. Je seltener ein Allel auftritt und je kleiner eine Population ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Allel ganz verschwindet und somit die genetische Variabilität in der Population kleiner wird.

Inzucht und Inzuchtdepression: Inzucht (Fortpflanzung zwischen verwandten Individuen) kann eine reduzierte Fitness in einer Population verursachen (inbreeding depression). Dafür verantwortlich ist eine erhöhte Homozygosität entweder für schädliche rezessiv vererbbare Mutationen oder für Allele an Genloci mit heterozygotem Vorteil (overdominance) (Charlesworth & Willis 2009). Eine genügende Populationsgrösse und ein genetischer Austausch mit anderen Populationen spielen eine wichtige Rolle,

um eine genügende genetische Variabilität zu erhalten und somit eine inbreeding depression zu vermeiden. Somit ist inbreeding depression insbesondere für kleine und isolierte Populationen relevant und ist einer der im „extinction vortex" wirkenden Faktoren (Kapitel 3.3.1).

Outbreeding depression: Wenn die Nachkommen von Individuen aus verschiedenen Populationen eine geringere Fitness aufweisen als Nachkommen von Individuen aus derselben Population, wird dies als „outbreeding depression" bezeichnet. Dies ist insbesondere zu berücksichtigen, wenn Populationen, die lange voneinander getrennt waren und an unterschiedliche Umwelteinflüsse angepasst sind, verbunden werden. Es ist aber bedeutend schwieriger outbreeding als inbreeding depression nachzuweisen. Unter gewissen Umständen kann dies zumindest für die direkten Nachkommen auch zum Gegenteil, d.h. einer erhöhten Fitness, führen (Hybrid vigor). Gemäss Frankham (2010) verhindert die Angst vor outbreeding depression, dass Massnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt mittels Austausch von Allelen oder Genen zwischen Populationen (gene flow) umgesetzt werden.

KB	• Die adaptive genetische Vielfalt hat einen Effekt auf die Fitness einer Art. • Populationen in verschiedenen Regionen oder Höhenstufen unterscheiden sich genetisch und sind an die dortigen Umweltbedingungen angepasst.
HP	• Eine genügend grosse adaptive genetische Vielfalt ist notwendig, um die Anpassungsfähigkeit und das Evolutionspotenzial von Arten zu erhalten. • Um die genetische Vielfalt der meisten Arten und ihre Anpassungsfähigkeit zu bewahren, ist die Erhaltung mehrerer Populationen verteilt über das Verbreitungsgebiet der Art unerlässlich.

4 Lebensräume

4.1 Stehende Gewässer und Uferzonen

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)
1.1.0 Stehende Gewässer ohne Vegetation
1.1.1 Armleuchteralgengesellschaft
1.1.2 Laichkrautgesellschaft
1.1.3 Wasserlinsengesellschaft
1.1.4 Schwimmblattgesellschaft
2.1.2 Röhricht
2.1.3 Strandlingsgesellschaft
2.5 Wechselfeuchte Pionierfluren
(*falls an stehenden Gewässern)*

Flachmoore und Feuchtwiesen werden im Kapitel 4.5, Auen im Kapitel 4.2 behandelt.

Ausdehnung

Tabelle 7: Übersicht der Ausdehnung von Lebensräumen der Stehenden Gewässer und Uferzonen (Angaben zur Entwicklung dieser Lebensräume sind ungenügend bzw. nur für einzelne Seen beispielhaft bekannt)

Lebensraum	Zeit	Angabe	Bemerkungen, Quellen
Anzahl	2005 > 10 ha > 5 ha > 0.05 ha 0.01-5 ha	 70 365 6747 ca. 32'000	 (Spreafico & Weingartner 2005) (Oertli et al. 2005) (BAFU 2006a, 2007a) (Oertli et al. 2005)
Fläche	1992/97	2390 km^2	Für Seen grösser 0.05 ha. Seen kleiner 0.05 ha sind nicht systematisch erfasst (BAFU 2006a, 2007a).
Uferlänge	2009	> 2173 km	Für Seen grösser 0.2 km^2 (BAFU 2007a), teilweise fehlende Angaben. Der Zustand der Ufer wird beispielhaft in Tabelle 8 aufgeführt.
Dichte von Gewässern (Anzahl pro 1000 km^2)	2012 JU[1)] ML ANF WZA ÖZA ASF	 82 193 92 204 252 176	Für Seen zw. 0.05 ha bis 0.5 km^2 (BAFU 2006b) Wobei die Dichte der Kleinseen über 2200 m.ü.M. mehr als 300 pro 1000 km^2 beträgt.
Flachwasser-zonen mit typ. Vegetation	Ausdehnung unbekannt. Allerdings ist mit einem Verlust wertvoller Flachwasserzonen zu rechnen, da an vielen Seen die Seespiegel insbesondere zur Gewinnung von Kulturland zwischen 1590 und Anfang 20. Jahrhundert um bis zu 2.5 m abgesenkt wurden. (Liechti 1994; Keller 2011; magma AG & Ambio GmbH 2011)		
Röhricht [2)] (~Wasser- und Landröhricht)	2004/09	2466 ha	Arealstatistik Stand Nov. 2012 → ohne Graubünden. Gesamtfläche aufgrund Methodik tendenziell unterschätzt
	1992/97	2370 ha	
	1979/85	2183 ha	
	1832	Beispielhafte Information in Tabelle 11	

1) *Jura, Mittelland, Alpennordflanke, Westliche Zentralalpen, Östliche Zentralalpen, Alpensüdflanke*
2) Stichprobenpunkte müssen auf einem homogenen Schilfbestand von mindestens 625m^2 Grösse liegen, die heterogene Bedeckung innerhalb der Referenzflächen muss zu über 80% feucht und mit Schilf bewachsen sein und der Schilfanteil auf dem Nassstandort muss mehr als 50% betragen. → *Teilweise Überschneidung mit Nassstandorten.*

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (vgl. Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	Regenerierbarkeit
Flachwasserzonen	schwer regenerierbar (15-150 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)
Zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereiches an stehenden Gewässern	
Röhricht	Bedingt bis schwer regenerierbar
Wasserkörper	
Ufersäume und -fluren	bedingt regenerierbar (< 15 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)

Zustand

Ökomorphologie

Seeufer

Im 19. Jahrhundert wiesen noch rund 95% der Uferzonen einen naturnahen Zustand auf. 1973/74 traf dies nur noch auf 37% zu (EJPD (Hrsg.) 1975 zitiert in Broggi & Schlegel 1989) und gemäss Keller (2011) sind bei den meisten Seen mehr als 50% der Ufer sogar verbaut (Tabelle 8). Diese künstliche Trennung von Wasser und Land verhindert oder schränkt die für diese Zone typischen biologischen, chemischen und physikalischen Austauschprozesse stark ein.

Ein aktueller schweizweiter Überblick zum Zustand der Seeufer existiert allerdings nicht. Im Rahmen des Modul-Stufen Konzeptes läuft ein Projekt, das die Methoden der Seeuferkartierung vereinheitlicht (Methode der Seeuferbeurteilung und Aufwertung – Vorstudie. Jacqueline Schlosser: EAWAG, BAFU).

Tabelle 8: Beispielhafte Informationen zu Flachwasserzonen und Uferbereichen.

See	Fläche	Flachwasserzone	Uferlänge	Natürliche/ naturnahe Uferlänge		Quelle
	km^2	km^2	km	km	%	
Bodensee (nur CH)	536	75 (16)	273 (72)		40	(IGKB 2006)
Lac Léman	581.3	?	200	ca. 52	26	(CIPEL 2006)
Walensee	24.14	?	28	17.6	63	(Planungsamt des Kantons St.Gallen 1999)
Zürichsee	68.15	?	87.6	Karten vorhanden		(Zürichsee Landschaftsschutz 2006)
Zugersee	38.2	ca. 0.51[3)]	43.2	10.4	24	(Teiber-Siessegger 2010a)
Ägerisee	7.28	ca. 0.26[3)]	15.4	5.7	37	(Teiber-Siessegger 2010b)
Lac de Neuchâtel	217.9	51.4[2)]	40[2)]	?	?	(Association de la Grande Cariçaie 2012)
Vierwaldstättersee	113.6	?	150	61.5	41[1)]	(Aufsichtskommission Vierwaldstättersee 2009)

[1)] von den 41 % sind 15% nicht bewertet, aber vermutlich natürlich; [2)] nur Grande Cariçaie; [3)] Anteil der Uferlänge multipliziert mit Mittel der Breitenklassen der vorgelagerten Flachwasserzonen

Prozesse

Bis auf den Bodensee und den Walensee sind die grösseren Seen der Schweiz reguliert, weisen also anthropogen beeinflusste Wasserspiegelschwankungen auf (Ostendorp et al. 2004).

Wasserqualität:

Die Wasserqualität der meisten Seen der Schweiz ist bezüglich des Phosphorgehalte nach Extremwerten in den 1970er Jahren wieder niedriger (Koordinationsstelle BDM 2010) (vgl. Unterkapitel Prozesse, Abbildung 7). Allerdings sind bei vielen Seen weder die ursprünglichen Gehalte wieder erreicht (Liechti 1994) noch sind alle negativen Auswirkungen wieder rückgängig gemacht.

Schutz

Tabelle 9: National geschützte Flächen (Martin 2011; Müller 2011). ML = Mittelland, ANF = Alpennordflanke, WZA = Westliche Zentralpen, ÖZA = Östliche Zentralalpen, ASF = Alpensüdflanke.

National geschützte Flächen	**CH**	**Jura**	**ML**	**ANF**	**WZA**	**ÖZA**	**ASF**
Aueninventar (vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer und Auen, 4.5 Flachmoore und Feuchtwiesen)							
Seeufer[1)] [ha]	2021	38	1984	0	0	0	0
Delta [ha]	1029	0	168	572	0	15	274
Total Aueninventar [ha]	3051	38	2152	572	0	15	274
Wasservogelreservate (WZVV-Gebiete)							
Total [ha]	22'164						
Amphibienlaichgebiete (vgl. Kapitel 5.6)							
Ortsfeste Objekte [ha] (Zonen A und B)[2)]	13805	1569	8836	1777	160	180	1283
Wanderobjekte [Anzahl]	82						

1) Diese Flächen überschneiden sich teilweise mit den Objekten des Flachmoorinventars. Zudem sind weitere Flächen im Uferbereich von Seen im Flachmoorinventar erfasst (Kapitel 4.5).
2) Bereich B: an den zentralen Bereich A angrenzende landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Wald. Er soll mit Nutzungsregelungen günstigen Landlebensraum schaffen, Wanderkorridore sichern und den Bereich A im Sinn einer Pufferzone vor schädlichen Einflüssen schützen (Ryser et al. 2002).

Lebensraumdynamik

Mischung und Schichtung von Seen

Seen weisen je nach Form, Lage und standörtlichen Umweltverhältnissen unterschiedliche saisonale Mischungsdynamiken auf. In tieferen Seen ist die Wassersäule im Sommer generell stabil geschichtet. Im Winterhalbjahr findet in vielen Fällen eine Durchmischung bis zum Grund statt. Die jährliche Durchmischung ist besonders wichtig, um Sauerstoff von der Oberfläche (Epilimnion), wo die Photosynthese durch Phytoplankton stattfindet, in die tiefen Schichten (Hypolimnion) zu transportieren, sodass keine anaeroben Bedingungen entstehen.

In kleinen und flachen Seen können auch starke Winde eine Durchmischung im Sommerhalbjahr auslösen.

Saisonale Wasserspiegelschwankungen

Wasserspiegelschwankungen sind ökologisch gesehen sehr relevant (Wantzen et al. 2009). Infolge der Wasserspiegelschwankungen verschieben sich die Uferlinien von Seen im Jahresverlauf je nach Neigung der Ufer. Je nach Frequenz bilden sich spezifische Lebensgemeinschaften aus (vgl. untenstehend Strandrasen), die ohne diese Dynamik ihren Lebensraum verlieren. Ufer haben natürlicherweise in den allermeisten Fällen keine eindeutigen Grenzen, sondern bilden einen dynamischen Bereich mit vielfältigen Prozessen, worauf die typischen Lebensgemeinschaften angewiesen sind.

Die Wasserspiegel von Seen verändern sich im Jahresverlauf infolge von Niederschlägen und Schneeschmelze und weisen je nach See ein typisches Regime auf. Die höchsten bekannten Wasserspiegelschwankungen von 21 Seen variierten in den letzten 22 bis 81 Jahren zwischen 1.13 m (Chatzensee) und 4.24 m (Walensee) (magma AG & Ambio GmbH 2011). Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die grösseren Seen der Schweiz bis auf den Boden- und Walensee reguliert sind (Ostendorp et al. 2004). Deshalb treten kaum anthropogen unbeeinflusste Spiegelschwankungen auf und es wäre bei den meisten Seen mit grösseren Schwankungen zu rechnen (Abbildung 6). Am Bodensee führen die Wasserspiegeländerungen zu Verschiebungen der Uferlinien um jeweils mehrere 100 m.

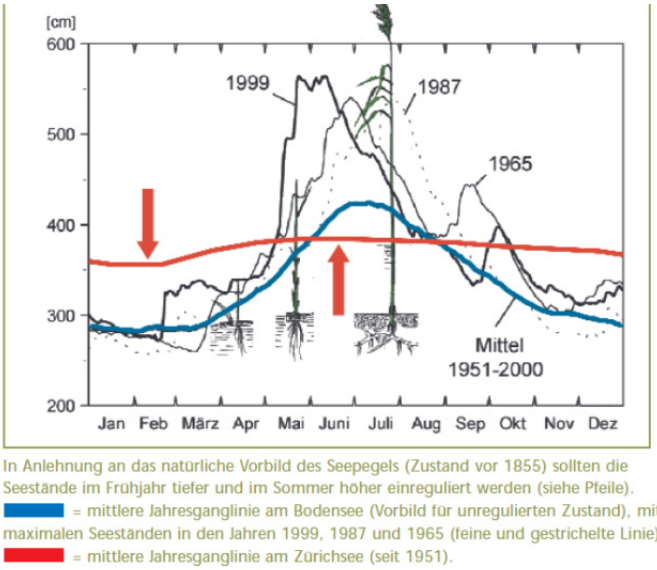


Abbildung 6: Vergleich von Wasserspiegelschwankungen beim regulierten Zürichsee und beim unregulierten Bodensee (Zürichsee Landschaftsschutz 2005).

Wasserspiegelschwankungen haben auch einen bedeutenden Effekt auf aquatische Organismen. So erhöht die Steigung des Wasserspiegels vor der Laichzeit der Brachsen (*Abramis brama*) ihren Fortpflanzungserfolg (Probst et al. 2009), weil das kiesige Laichsubstrat dadurch von Bewuchs befreit und die Fischeier besser daran haften bleiben. Hingegen können bei steigendem Wasserspiegel in der Brutzeit der Vögel Nester überschwemmt werden (Schifferli et al. 2007), und schnelle Wasserspiegelsenkungen können dazu führen, dass z.B. Jungfische stranden.

Die Studie *„Entwicklung eines Verfahrens zur Abgrenzung des natürlichen Uferraumes bei stehenden Gewässern*" von magma AG & Ambio GmbH (2011) liefert eine Formel, mit welcher die natürliche potenzielle Uferbreite bestimmt werden kann. Als Uferraum zählt dabei die Fläche im Übergangsbereich Wasser - Land, welche direkt im hydrologischen Einflussbereich des stehenden Gewässers liegt. Als Eingabeparameter der Formel sind der Pegelstand, der jährlich an einem Tag erreicht oder überschritten ist, sowie das Verhältnis der Wald- und Feldanteile an der landseitigen Ufergrenze notwendig.

Wellenschlag

Die Lebensgemeinschaften der Uferbereiche sind an natürlich verursachte Wellen angepasst. Wellen, Strömungen und schnelle Wasserspiegelschwankungen („Schwall-Sunk") können jedoch in den Uferbereichen, wo die hydrodynamischen Kräfte höher als im tieferen Wasser sind, auch negative Effekte wie Erosion hervorrufen. Wenn Wellen aufgrund relativ konstanter, regulierter Wasserspiegel immer auf derselben Höhe auf die Ufer treffen, entstehen senkrechte Abbrüche (Zürichsee Landschaftsschutz 2005). Natürliche/naturnahe Ufer mit einer standorttypischen Vegetation helfen Erosion zu verhindern (Ostendorp 1994).

Wellen können insbesondere zusammen mit Schwemmgut auch Schilfbestände schädigen (Ostendorp et al. 1995; Hofmann et al. 2008) und zu Stress für Organismen führen, wodurch vermutlich auch die Verteilung und das Wachstum von Fischen beeinflusst werden (Stoll et al. 2008).

Wechselwirkung mit dem Grundwasser

Je nach Untergrund setzen sich Wasserspiegel-Schwankungen auch auf den Grundwasserstand fort und sind damit relevant für Landlebensräume im Einflussbereich des Grundwassers (vgl. Tabelle 27 im Kapitel 4.4 Grundwasser). Für die verschiedenen Systeme ist deshalb eine gute Qualität der Uferzonen wichtig. Je nach Lebensraum im Einflussbereich des Wassers sind verschiedene Wasserstände und hydrologische Regime notwendig, die von Wheeler et al. (2004) zusammengestellt wurden.

Entwicklung der Nährstoffgehalte

Im letzten Jahrhundert haben sich die Nährstoffgehalte in den Seen der Schweiz stark verändert (Abbildung 7) (Liechti 1994). Die Eutrophierung hat ihren Höhepunkt in den 1970er Jahren erreicht. Sie kann in Extremfällen zum Phänomen des „Kippens von Seen" (Rocha et al. 2012), zu Veränderun-

gen in der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften (Ostendorp et al. 2004) oder der genetischen Struktur von Populationen führen (vgl. Unterkapitel Genetik).

Die Biomasseproduktion in Schweizer Seen ist phosphorlimitiert. Um eine übermässige Biomasseproduktion mit negativen Auswirkungen zu vermeiden, wird für die grösseren Seen der Schweiz ein Gesamtphosphorgehalt von 0.07 mg P/L (unfiltriert) in der Frühjahreszirkulation angestrebt (Liechti 2010). Eine Ausnahme stellen Gewässer dar, die natürlicherweise nährstoffreich (eutroph) sind oder bereits tiefere Nährstoffgehalte aufweisen. Bei den meisten Seen wird der diesbezügliche Zustand als sehr gut bezeichnet, wenn der Gesamtphosphorgehalt tiefer als 0.04 mg P/L (unfiltriert) ist.

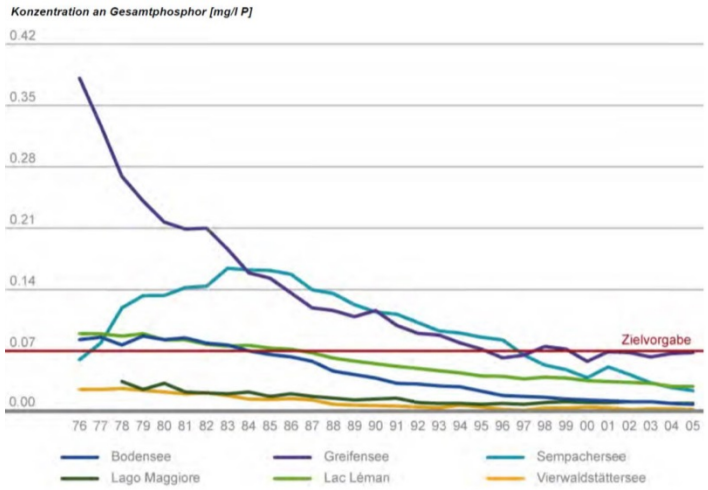


Abbildung 7: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes [mg P/L, unfiltriert] während der Frühjahreszirkulation in ausgewählten Seen der Schweiz. Zielvorgabe gemäss Liechti (2010) (Koordinationsstelle BDM 2010).

Pufferzonen

Vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer und Auen, Unterkapitel Ökosystemleistungen

Temporäre Wasserführung von Kleingewässern

Gewisse Kleingewässer weisen nicht das ganze Jahr über einen Wasserkörper auf. Verschiedene Arten, z.B. die gemäss der Roten Listen am stärksten gefährdeten Amphibien und Armleuchteralgen (Auderset Joye & Schwarzer 2012), sind speziell an diese Situation angepasst und darauf angewiesen. Das mehr oder weniger regelmässige Austrocknen verhindert, dass sich Feinde der Amphibien dauerhaft ansiedeln können.

Botschaft	
	• Wasserspiegelschwankungen von teilweise mehreren Metern und zum ökologisch richtigen Zeitpunkt sind unerlässlich für die Erhaltung der Lebensgemeinschaften der Uferbereiche; sie finden sich kaum noch in den regulierten Seen in der Schweiz. • Gewisse Organismen in Kleingewässern und im Uferbereich von Seen sind auf ein regelmässig wiederkehrendes Trockenfallen angewiesen. • Die Eutrophierung der Seen hat zu eindeutig negativen, teilweise irreversiblen ökologischen Auswirkungen geführt. • Bei den grösseren Seen der Schweiz wird ein Gesamtphosphorgehalt von 0.07 mg P/L (unfiltriert) in der Frühjahreszirkulation angestrebt. Werte unterhalb 0.04 mg P/L (unfiltriert) gelten als sehr gut.

Artspezifische Prozesse

Amphibienlaichgebiete

Bei Amphibien ist hauptsächlich der Fortpflanzungserfolg für die Populationsgrösse und Bestandesschwankungen verantwortlich (Ryser et al. 2002). Deshalb sind die Laichgebiete der Amphibien ein Schlüsselhabitat. Allerdings ist weniger die Grösse einzelner Wasserflächen, sondern die Anzahl der Gewässer sowie das Nebeneinander der unterschiedlichen Teilhabitate für die Häufigkeit der Amphibien wesentlich (Oertli et al. 2002).

In der Schweiz sind von ca. 12'800 bekannten Amphibienlaichgebieten rund 900 von nationaler Bedeutung (Gewässer- und Landbereiche) national geschützt (vgl. Kapitel 5.6). Sie bilden die Kerngebiete für

Amphibienpopulationen. Die sogenannten Wanderobjekte berücksichtigen auch den Anspruch gewisser Arten auf Dynamik in ihrem Lebensraum.

Der anhaltende Rückgang der Amphibienpopulationen (Schmidt & Zumbach 2005) zeigt, dass die Fläche, die Anzahl und Qualität der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung nicht genügen. Es bräuchte für die weiherbewohnenden Amphibienarten unterhalb von 1000 m.ü.M. schätzungsweise **rund 4 Kleingewässer pro km^2** (oberhalb von 1000 m.ü.M. 1 Gewässer pro km^2) inklusiv ihrer Landlebensräume. Dies macht für die gesamte Schweiz rund 97'000 Gewässer. Zusammen mit den angrenzenden Landlebensräumen sind dies rund 244'265 ha oder 5.9% der Fläche der Schweiz (Karch 2013), womit sicherlich auch der Grossteil der anderen auf Weiher und Tümpel angewiesenen Arten erhalten werden könnten.

Fischlaichgebiete und -Wanderungen
Für Fische sind geeignete Laichgebiete und der Zugang zu ihnen einer der wichtigsten Faktoren bezüglich des Flächenbedarfes.

Für gewisse Fischarten wie die Seeforelle (*Salmo trutta lacustris)* ist es unerlässlich, dass sie in Seitengewässer aufsteigen kann (Rulé et al. 2005). Auch gewisse Felchenarten laichen in Fliessgewässern (pers. Mitteilung A. Peter). Der Übergang See-Fluss (Mündungsbereich) muss dazu durchgängig sein.

Viele Fische stehender Gewässer laichen in den Flachwasserzonen in Ufernähe, wo auch die Jungfische heranwachsen (vgl. untenstehend Flachwasserzonen). Viele dieser Flachwasserzonen gingen u.a. durch Seeabsenkungen verloren (Liechti 1994) oder sind intensiv genutzt. So sind 5 Arten, die ihre Eier in Unterwasserpflanzenbeständen ablegen, in die Gefährdungsstufen 1 bis 3 eingeteilt (Kirchhofer et al. 2007).

Einige Arten, wie gewisse Felchen (*Coregonus sp.),* die Trüsche (*Lota lota*) oder Alosa-Arten (*Alosa sp.*), laichen auch in grösseren Tiefen (Kirchhofer et al. 2007; Müller 2007). Damit die Eier sich dort entwickeln können, ist genügend Sauerstoff notwendig (vgl. Unterkapitel Prozesse). Weiteres zu Laichgebieten findet sich in den Kapiteln 4.2 Fliessgewässer und Flussauen sowie 5.5 Fische und Krebse.

Ansammlungen von Wasser- und Zugvögeln sowie Limikolenrastplätze
vgl. Kapitel 5.8

Fluchtreaktionen bei Wasservögeln und Puffer-/Ruhezonen
Störungen führen zu Fluchtreaktionen bei Tieren. Dies verbraucht viel Energie und ist insbesondere in der Winterzeit ein Risiko, wenn es den Tieren nur knapp gelingt genügend Nahrung aufzunehmen. Bei Vögeln ist bekannt, dass Störungen im Winterquartier sogar den Bruterfolg im folgenden Jahr beeinträchtigen können (Keller 2011). In der Brutzeit selbst können Störungen den Fortpflanzungserfolg verkleinern (Weggler et al. 2011). Je nach Art, Gebiet und Häufigkeit von Störungen reagieren die Arten unterschiedlich.

Bei Wasservögeln liegen die meisten Fluchtdistanzen zwischen 100-400 m (Keller 1992) (Abbildung 8). Allerdings gibt es gerade in kleinflächigen und schmalen oder in intensiv genutzten Gebieten entlang von Fliessgewässern und in Auengebieten schnell einmal keine störungsfreien Zonen mehr. Demzufolge wären bei sensiblen Gebieten Massnahmen wie Pufferzonen (Keller 2011), temporäre Ruhezonen und/oder Besucherlenkung (Schmid et al. 2010) in Betracht zu ziehen.

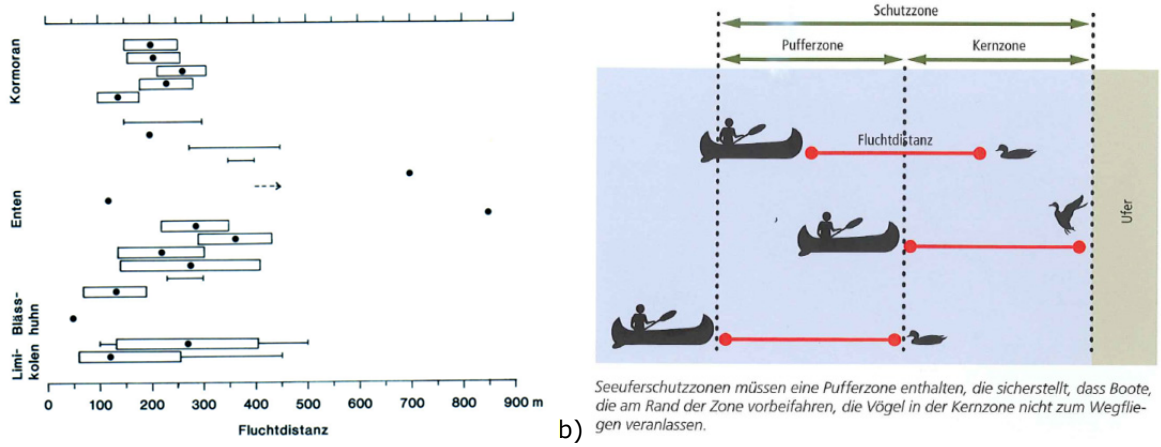


Abbildung 8: a) Fluchtdistanzen von Wasservögeln bei Störungen durch Wasserfahrzeuge ausserhalb der Brutzeit (Keller 1992) und dementsprechende Bildung von Störungspufferzonen (Keller 2011).

Nicht nur Bewegungen auf dem Wasser und an Land lösen Fluchtreaktionen aus. Experimentelle Flüge über Ansammlungen von Wasservögeln auf den Schweizer Mittellandseen zeigen, dass sichtbare Reaktionen vernachlässigbar wurden, wenn Helikopter höher als 450 m und Kleinflugzeuge höher als 300 m über Boden flogen. Seitlich war eine Distanz von 500 m notwendig, um keine Unruhe auszulösen. Vögel scheinen sich aber an regelmässigen Flugverkehr zu gewöhnen und reagieren stärker auf ungewohnte Ereignisse (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005). Weggler et al. (2011) empfehlen für den Greifensee **Uferschutzzonen von möglichst 300 m Breite oder mehr und 500 m Länge oder mehr.**

Ausbreitung zwischen Gewässern über Land (vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer und Auen)
Die Ausbreitung von Kleinorganismen über Land erfolgt vermutlich hauptsächlich über tierische (z.B. Wasservögel) oder menschliche Vektoren. Das Ausmass dieser passiven Ausbreitung ist allerdings schwierig zu bestimmen (Bilton et al. 2001).

Grössere Organismen breiten sich insbesondere aktiv aus. Für Entfernungen zwischen Stehgewässer in Auengebieten werden Maximaldistanen zwischen **einzelne Wasserflächen von 500 – 1000 m** empfohlen. Denn Laufkäfer legen nur wenige 100 m zurück und Arten mittlerer Mobilität wie Amphibien bis zu 2 km (IKSR 2006).

Angelone et al. (2011) untersuchten den Zusammenhang von Landschaftselementen und Distanz auf den Genfluss zwischen Laubfroschpopulationen (*Hyla arborea*). Distanzen von weniger als 2 km werden regelmässig überwunden und der Genfluss scheint auf dieser Skala hauptsächlich durch grosse Barrieren wie z.B. Flüsse behindert. Bei grösseren Distanzen hängt der Genfluss stärker von der Distanz und der Landschaftsmatrix ab.

Für die relativ standortstreue Libellenart *Leucorrhinia caudalis* wurden von Keller et al. (2010) wenige Ausbreitungsereignisse bis zu 5 km beobachtet. Neu angelegte Weiher in 0.5-7 km Entfernung wurden in früheren Jahren erfolgreich besiedelt. Es ist jedoch auch die Besiedelung eines neuen Standortes 30-50 km Entfernung zur Ursprungspopulation bekannt. Diese neue Population weist im Vergleich zur Ursprungspopulation jedoch eine geringe genetische Diversität auf.

Ausbreitung über die Zeit
Für verschiedene Taxa (Zooplankton, Copepoda, Rotifera, Cladocera, Bryozoa) gibt es Hinweise, dass sie ungünstige Bedingungen in Dormanz-Stadien in Sedimenten überstehen (Extremfälle bis zu 200 Jahren) und bei der Wiederherstellung von günstigen Bedingungen wieder aktiv werden. Dies unterstützt das langfristige Überleben der Arten, kann zu einem zeitlichen Genfluss führen und ist allenfalls besonders wichtig für Arten mit begrenzten aktiven Ausbreitungsfähigkeiten (Bilton et al. 2001).

Botschaft

- **Überwinternde Wasservögel:** In der Schweiz sind 12 Gebiete mit internationaler und 43 mit nationaler Bedeutung besonders wichtig für überwinternde Wasservögel. Um diese wie auch Wasservögel in der Brutzeit vor Störungen zu schützen, werden Störungspufferzonen von mindestens 300 m Breite und 500 m Länge empfohlen.
- **Amphibien:** Die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung sind die Eckpfeiler für die Erhaltung der Amphibien in der Schweiz. Diese alleine genügen jedoch nicht. Es wird geschätzt, dass unterhalb 1000 m.ü.M rund 4 Gewässer/km^2 (oberhalb 1 Gewässer/km^2) inklusiv ihrer Landlebensräume notwendig wären.
- **Fische:** Flachwasserzonen sind für die Fortpflanzung vieler Fische besonders wichtig. Für gewisse Arten ist für die Fortpflanzung auch die Durchgängigkeit zu den Zuflüssen oder ein genügender Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser notwendig.
- Die Ausbreitungsfähigkeiten von Organismen unterscheiden sich stark. Maximaldistanzen von 500-1000 m zwischen einzelnen Kleingewässern, ermöglichen einem Grossteil der Arten einen Individuenaustausch zwischen verschiedenen Populationen.

Arten und Lebensräume

Auf einer europäischen Skala nimmt die Vielfalt von Arten in stehenden Gewässern mit der zur Verfügung stehenden Wasserfläche in einer Region und der Grösse der Region selbst tendenziell zu, wenn man die Artenzahlen in den biogeographischen Regionen der europäischen Süsswasserfauna nach Illies (1966a, 1978) vergleicht (Dehling et al. 2010).

Bei der Betrachtung der Arten-Areal Beziehungen für einzelne Seen finden sich je nach Artengruppen unterschiedliche Beziehungen. Browne & Genetics (1981) fanden in den USA positive Arten-Areal Beziehungen zwischen der Fläche einzelner Seen und Mollusken, Fische sowie Zooplankton (Abbildung 9); ebenso Eadie et al. (1986) für Fische.

Aufgrund unterschiedlicher Einzugsgebiete sowie klimatischer und anderer Faktoren variieren die Umweltbedingungen in verschiedenen Seen. Deshalb unterscheiden sich unter anderem auch die Lebensgemeinschaften zwischen verschiedenen Seen wie auch innerhalb eines Sees (Yannarell & Triplett 2004).

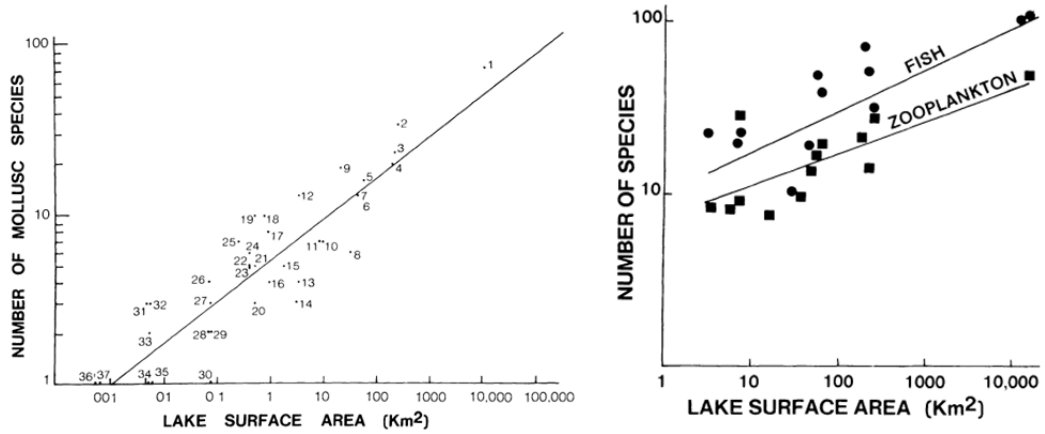


Abbildung 9: Arten-Areal Beziehungen für Mollusken, Fische und Zooplankton in New Yorker Seen (Browne & Genetics 1981).

Uferbereiche

Für ein volles Artenspektrum des **Gesamtlebensraumes Uferbereiche** wird lokal **eine Fläche von mehreren 100 ha** mit ein störungsarmer Biotopkomplex von Gewässern, Röhrichten und Offenland empfohlen (IKSR 2006). Eine Arten-Areal-Kurve für Brutvögel in 16 Feuchtgebieten (Ala-Schutzgebiete) der Schweiz stützt diese Empfehlung (Weggler 2005). Demgemäss wäre eine Vergrösserung von Feuchtgebieten mit Flächen von weniger als 100 ha mit einem starken Anstieg der Vogelartenzahlen sowie der Anzahl Roter Liste Vogelarten verbunden (Abbildung 10) (vgl. Kapitel 4.5 Moore und Feuchtgebiete). Für die Erhaltung der Libellen wird es als notwendig erachtet, dass bei grossen Seen mehr als 30% der Ufer natürlich sind (Wildermuth & Kuery 2013).

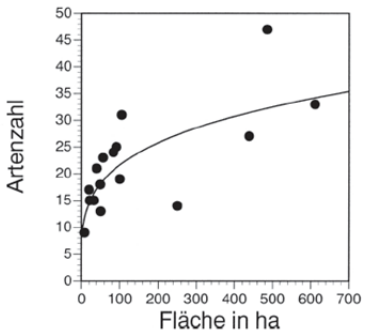


Abbildung 10: Arten-Areal-Kurve für Brutvögel in 16 Feuchtgebieten der Schweiz (Log(Artenzahl) = 1,9 + 0,3 Log(Fläche), $r^2 = 0.57$, $p < 0{,}001$) (Weggler 2005).

In der Schweiz weist das grösste Seeuferfeuchtgebiet, die Grande Cariçaie, eine Fläche von ca. 3000 ha mit ca. 170 ha Schilfröhricht auf. Der Wert solcher Flächen zeigt sich darin, dass in diesem Gebiet ca. ¼ der gesamten Schweizer Fauna und Flora gefunden werden (Association de la Grande Cariçaie 2012). Regional und für eine langfristige Erhaltung sind aber mehrere grosse Flächen über die ganze Schweiz verteilt notwendig.

Flachwasserzonen

Flachwasserbereiche gelten aufgrund ihrer Bedeutung als Laich-, Brut- und Nahrungsgebiete (Schmieder & Werner 2006) für die Tier- und Pflanzenwelt, als ökologisch besonders wertvoll. So weisen 95 % der Fischarten in unseren Seen einen direkten Bezug zum Litoral auf (Kramer 2003). Flachwasserzonen sind gleichzeitig besonders empfindlich (Walz et al. 2003) und weisen viele gefährdete Arten wie z.B. gewisse Armleuchteralgen auf (Auderset Joye & Schwarzer 2012).

Im Vergleich zur freien Wasserzone ist in den Uferbereichen der Stoffumsatz erhöht (Kramer & Kapfer 2001). Diesbezüglich spielen insbesondere auch die Diversität und funktionelle Vielfalt der Mikroorganismen, die sich je nach Mikrohabitat unterscheiden, eine wichtige Rolle (Buesing & Gessner 2006; Buesing et al. 2009; Bürgmann 2010).

Für die Vielfalt von aquatischen Makrophyten in Dänemark war nicht die Seefläche, sondern die mit Makrophyten besiedelte Fläche entscheidend, d.h. Flachwasserzonen mit genügend Licht und anderen günstigen Bedingungen (Vestergaard & Sand-Jensen 2000). Dies wird auch durch andere Studien gestützt. Auch in Weihern in Norwegen wurde keine positive Korrelation zwischen Artenzahl von Hydrophyten und der Wasserfläche gefunden (Edvardsen & Økland 2006), dafür aber zwischen der Artenzahl von Helophyten sowie von terrestrischen Arten und der Wasserfläche der Weiher bzw. ihrer Uferbereiche.

Strandrasen

Schweizweit sind nur noch wenige Standorte bekannt, wo sich Strandrasen finden (Bodensee, Lac de Joux, Lac de Brenet). Sie gedeihen auf nährstoffarmen, sandig-kiesigen Substraten im Überschwemmungsbereich zwischen Mittel- und Hochwasserlinie und sind auf regelmässig wiederkehrende Wasserspiegelschwankungen (vgl. Unterkapitel Prozesse) angewiesen (Dienst et al. 2011). Aufgrund ihrer Seltenheit und auch der genetischen Unterschiede typischer Arten (z.B. *Dechampsia littoralis*) (Peintinger et al. 2010) sind sie erhaltenswert.

Röhricht

Bereits kleine Schilfflächen von wenigen m^2 sind wertvoll und werden von Vögeln genutzt (Tabelle 10, Abbildung 11). Dies kann teilweise damit erklärt werden, das gewisse Arten (Haubentaucher, Teichrohrsänger,...) ihre Nahrung hauptsächlich oder teilweise ausserhalb der Röhrichte suchen (Ostendorp 1994) oder die Ränder von Schilfbeständen bevorzugen (Baldi & Kisbenedek 2000). Ab 0.35 ha wird die Hälfte der Flächen von all den in Tabelle 10 aufgelisteten Arten besiedelt (Schifferli et al. 2007). Für die grösseren und selteneren Arten wie Rohrdommel oder Purpurreiher sind grössere Röhrichtbestände (>0.1–1 ha) notwendig (Ostendorp 1994; Baldi & Kisbenedek 2000). Gemäss der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) 2006) sollten als Brutbiotope (Drosselrohrsänger, Rohrdommel, Purpurreiher) **geeignete Röhrichtbestände min. 1-10 ha gross** sein. An den meisten Seen sind aber die Röhrichtbestände stark zurückgegangen (Tabelle 11).

Tabelle 10: Minimale Grösse von Schilfflächen (Minimumareal) für die Besiedlung durch verschiedene Vogelarten sowie Grösse, bei der 50% der untersuchten Flächen besiedelt wurden (Halbwertsfläche) (Schiess 1989 zitiert in Schifferli et al. 2007).

	Minimumareal, m^2	Halbwertsfläche, m^2
Zwergtaucher		2690
Haubentaucher	40	500
Teichhuhn	650	3000
Wasserralle		3500
Teichrohrsänger	70	350
Sumpfrohrsänger	200	2000
Drosselrohrsänger	170	2000

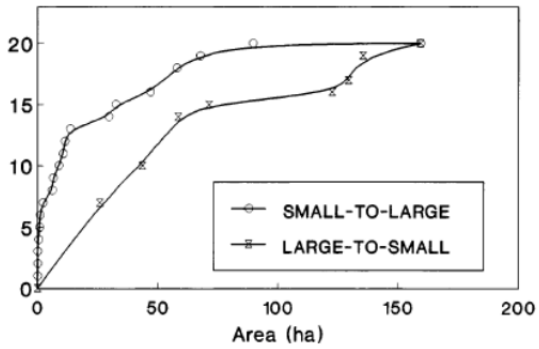


Abbildung 11: Kumulative Kurven für die Arten-Areal Beziehung von Vogelgemeinschaften auf 109 Inseln (0.0025-25.71 ha) mit Röhricht in Ungarn (Baldi & Kisbenedek 2000).

Tabelle 11: Schilfbestände an verschiedenen Seen (Broggi & Schlegel 1989).

See	**Anteil der Schilfbestände an der Uferlänge oder tatsächlicher Schilffläche**	
	1988 bzw. 1976	**1932**
Zürichsee (1988)	7 %[1)]	?
Greifensee (1988)	38 %	88 %
Pfäffikersee (1988)	86 %	?
Hallwilersee (1976)	8.2 km bzw. 9 ha	16.6 km bzw. 54 ha

[1)] 2005: 14% mit mehr als 10 m breitem Röhricht (Zürichsee Landschaftsschutz 2005)

Kleingewässer

Tümpel weisen auf einer regionalen Skala im Vergleich zu anderen Gewässertypen besonders viele (γ-Diversität) und seltene Arten auf (Davies et al. 2008a). Ebenso beherbergten Tümpel (25 m^2 - 2 ha) in einem Studiengebiet von 143 km^2 in England mehr Arten (Pflanzen und Makroinvertebraten) und mehr seltene Arten als Seen (> 2 ha), Bäche, Flüsse und Wassergräben (Davies et al. 2008b), obwohl sie nur 4 % der gesamten Wasserfläche ausmachten. In 80 Weihern (6-94‘346 m^2) in allen Regionen der Schweiz wurden mehr als die Hälfte aller aquatischen Pflanzen, Schnecken und Muscheln (Gastropoda, Sphaeriidae), Libellen und Amphibien der Schweiz angetroffen (Oertli et al. 2000).

Bei der Untersuchung der Beziehung zwischen der Grösse dieser Gewässer und der Anzahl Arten zeigte sich, dass für Libellen, aber auch für aquatische Pflanzen, Gastropoden und Invertebraten ein positiver Bezug zwischen der Artenzahl und der Teichgrösse bestand (Oertli et al. 2002). Mehrere kleine Teiche beherbergten aber mehr und wertvollere Arten als ein einziger grösserer Teich derselben Fläche. Allerdings traten gewisse Arten nur in den grösseren Teichen auf und einzelne Arten waren deutlich mit entweder grossen oder kleinen Teichen assoziiert. Daraus ist zu schliessen, dass insbesondere die Häufigkeit und die Vielfalt unterschiedlicher kleiner Gewässer für die Biodiversität wichtig sind.

Im Alpenbogen (oberhalb 1500 m.ü.M.) wurden von Ewald et al. (2010) IAPs (Important Areas for Ponds) ausgeschieden. In der Schweiz wurden diese Gebiete aufgrund der Dichte von Tümpeln (Gewässerfläche < 5 ha) bestimmt. Sie liegen grösstenteils in Eidgenössischen Jagdbann- oder BLN-Gebieten.

Für die Erhaltung der weiherbewohnenden Amphibienarten der Schweiz werden unterhalb von 1000 m.ü.M. **4 Kleingewässer pro km^2** als notwendig erachtet (Karch 2013), für Libellen in der montanen und kollinen Stufe **5-10 pro km^2** (Wildermuth & Kuery 2013).

Weil kleine Wasserkörper stärker von Prozessen in der Umgebung beeinflusst sind als grosse, spielt das Umland eine besonders wichtige Rolle (Harper et al. 2008). Ein zusätzlicher Flächenbedarf ergibt sich aus notwendigen Pufferzonen (Nährstoffe, hydrologisches Einzugsgebiet, Störungspufferzonen) und von Arten benötigten Landlebensräumen.

Botschaft

- Für das Gesamtsystem See und seine Lebensgemeinschaft sind die Ufer- und Flachwasserzonen besonders wichtig und wertvoll.
- Um bei grösseren Gewässern die Lebensgemeinschaft der Uferbereiche zu erhalten, werden störungsarme verzahnte Flächen von mehreren 100 ha mit Gewässern, Röhrichten und Offenland empfohlen. Auch kleinere Röhrichtbestände sind jedoch ökologisch wertvoll.
- Kleingewässer weisen auf einer regionalen Skala eine besonders hohe Vielfalt auf. Um ihre Biodiversität zu erhalten, ist weniger ihre Fläche, sondern ihre Dichte und Typenvielfalt ausschlaggebend. Für die Erhaltung der Amphibien werden 2-4, für Libellen 5-10 Kleingewässer pro km^2 empfohlen.

Populationsgenetik

Zwischen 15 Populationen von Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus*) aus drei unterschiedlichen Einzugsgebieten (Rhein, Rhone, Donau) wurde eine deutliche genetische Differenzierung festgestellt. Die Populationen lassen sich gemäss ihren genetischen Unterschieden in Gruppen einteilen, die den Einzugsgebieten entsprechen (Largiadèr & Hefti 2002).

Die Felchenformen (*Coregonus sp.*) des Alpenraumes unterscheiden sich genetisch nicht nur zwischen, sondern auch innerhalb eines Gewässers (Largiadèr & Hefti 2002; Vonlanthen et al. 2012). So wird gefordert, dass bei der Artengruppe der Felchen, die nach wie vor in einem evolutiven Prozess begriffen ist, alle Populationen gezielt überwacht werden (Kirchhofer et al. 2007).

Eine Veränderung der Wasserqualität, z.B. in Form der Nährstoffkonzentration, verändert nicht nur den Chemismus eines Gewässers. Sie kann auch die Lebensgemeinschaften und die genetische Struktur von Populationen verändern (Brede et al. 2009). Dies zeigt auch eine Untersuchung der Felchenvielfalt in Schweizer Seen (Vonlanthen et al. 2012). Die Eutrophierung der Gewässer hat zu einer Vereinheitlichung der Umweltbedingungen bzw. eine Verringerung der Anzahl Nischen in den Seen geführt. Dies hatte gemäss der Studie einen erhöhten Genfluss zwischen Felchen-Arten mit zuvor unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen zur Folge, was zu einer Verschmelzung der Arten (speciation reversal) bzw. ihrem Aussterben und zu einer demographischen Abnahme führte.

Mindestens acht endemische Arten und sieben unterschiedliche Populationen bestehender Arten sind dadurch in der Schweiz ausgestorben. Ein Verlust und Verschmelzen von Arten sowie eine Veränderung der Artenzusammensetzung aufgrund erhöhter Phosphorkonzentrationen konnte auch bei Wasserflöhen (*Daphnia sp.)* nachgewiesen werden (Spaak 2012).

Botschaft

- Zwischen den Populationen von Fischarten in den verschiedenen Haupteinzugsgebieten und auch zwischen verschiedenen Seen bestehen genetische Unterschiede.
- Für die Erhaltung der genetischen Vielfalt der Fische, ist eine Erhaltung der Populationen einer Art in den verschiedenen Seen notwendig.
- Eine Veränderung der Wasserqualität kann sich auf Lebensgemeinschaften und auf die genetische Struktur von Populationen auswirken. Eine gute Wasserqualität ist für die Erhaltung der Biodiversität der Gewässer deshalb unerlässlich.

Ökosystemleistungen

Stehende Gewässer erbringen diverse Ökosystemleistungen. Ihre wichtigen Funktionen in den Stoffkreisläufen (Stoffumsatz, Primärproduktion) bilden die Grundlage für weitere Leistungen. Sie stellen uns Ressourcen zur Nutzung zur Verfügung (Trinkwasser, Fische, Energie). Sie wirken regulierend (Hochwasserschutz, Klima) und sie verbessern unser Wohlergehen (Erholung, Ästhetik). Gerade die Nutzung dieser Ökosystemleistungen führen aber auch zu problematischen Auswirkungen auf die Gewässer und ihre Umgebung. Eine Zusammenstellung von Ursachen und Auswirkungen geben Ostendorp et al. (2004b).

Trinkwasser
In gegen 30 Seewasserwerken werden rund 20 % (entspricht 200 Mio m^3) des gesamten Wasserverbrauchs der Schweiz gewonnen (Spreafico & Weingartner 2005). Um die Wasserqualität und somit die Ressource Trinkwasser zu garantieren, sind auf der Seefläche selbst und entlang der Seeufer Vorsichtsmassnahmen notwendig. Der hohe Stoffumsatz durch die Ufervegetation ist wichtig für den Abbau von landseitigen Nährstoffeinträgen (Ostendorp 1994).

Weitere Informationen zu Trinkwasser und zu Gewässerschutzbereichen finden sich im Kapitel 4.4 Grundwasser.

Fischerei
BerufsfischerInnen erreichen im Rahmen einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Nutzung der Seen einen Fangertrag von rund 1'700 Tonnen pro Jahr. Rund 150'000 Personen oder etwa 2 % der Bevölkerung nutzen in ihrer Freizeit die Gewässer in der Schweiz zur Fischerei. In den Seen ernten die Angler insgesamt 300 Tonnen von verschiedenen Fischarten[3].

Hochwasserschutz allgemein
Seen sind effiziente und wichtige Retentionsbecken in unserem Gewässersystem. Da das Risiko von häufigeren und stärkeren Hochwasserereignissen in verschiedenen Jahreszeiten aufgrund des Klimawandels eventuell steigt (Götz et al. 2012), kommt dem Hochwasserschutz und dadurch dem Wasserrückhalt in Seen und der präventiven Regulierung der Wasserspiegel zukünftig eine steigende Bedeutung zu. In Hochwasserschutzüberlegungen könnten wie bei Fliessgewässern auch potenzielle landseitige Überschwemmungsflächen einbezogen werden, die gezielt geschafft werden könnten.

Präventive Wasserspiegelabsenkungen können stark negative Auswirkungen auf Lebensräume und Arten im Übergangsbereich Wasser-Land haben, insbesondere wenn sie schnell und zu ungünstigen Zeitpunkten erfolgen (Wantzen et al. 2009). Andererseits könnten Regulierungen aus ökologischer Sicht auch eine Chance sein, wenn sie gezielt ökologische Aspekte berücksichtigen.

Regulierung invasiver Neobiota
Wandermuscheln können bedeutsamen wirtschaftlichen Schaden anrichten (Global Invasive Species Database 2009). Seit der Einwanderung und der Zunahme dieser Muschelart in den Schweizer Gewässern hat die Anzahl überwinternder Wasservögel deutlich zugenommen. Am Bodensee fressen Tauchenten im Winter ca. 90% aller Wandermuscheln bis zu einer Tiefe von 3-4 m. Sie tauchen auch bis zu 10 m Tiefe nach diesen (Werner et al. 2005; Keller 2011). Diese Regulierung der Muschelbestände durch die Wasservögel trägt vermutlich dazu bei, dass sich negative ökonomische Auswirkungen in der Schweiz in Grenzen halten.

Erholung
Seeufer und Seen weisen eine hohe Bedeutung für Erholungssuchende und den Tourismus (Seebäder, Uferpromenaden, Wassersport) auf (Walz et al. 2003). So sind Revitalisierungen von Uferbereichen häufig auf die Freizeitnutzung ausgelegt (Ostendorp et al. 2010).

Damit die Gesellschaft von den Ökosystemleistungen der Uferbereiche profitieren kann, sind öffentlich zugängliche Ufer von genügender Länge wichtig. Dies ist jedoch häufig nicht der Fall (Zürichsee Landschaftsschutz 2005).

Der Nutzungsdruck wird zukünftig wahrscheinlich zunehmen. Um Konflikte mit anderen Ökosystemleistungen oder der Biodiversität zu vermeiden, ist eine Gemeinde-/Kantons-übergreifende Planung mit Berücksichtigung der verschiedenen Interessen notwendig (pers. Mitteilung Ch. Iseli).

Erosionsschutz durch die Ufervegetation
Ufervegetation mindert die an den Ufern antreffende Energie und hält mit ihren Wurzeln den Boden zusammen. Intakte Schilfbestände vermögen ab einer Breite von 30 m die an Land auftreffende Wellenenergie fast vollständig zu vernichten (Ostendorp 1994). Vermutlich tragen auch Rasen von Armleuchteralgen, die aufgrund der Seeneutrophierung einen starken Rückgang erlitten, und andere Unterwasserpflanzen zur Verhinderung/Minimierung der Erosion in Flachwasserzonen bei (pers. Mitteilung Ch. Iseli).

[3] http://www.bafu.admin.ch/jagd-fischerei

Botschaft

- Seen und ihre Uferbereiche tragen mit produzierenden, kulturellen, regulierenden und unterstützenden Ökosystemleistungen zum Wohlergehen der Menschen bei.
- Eine gute Wasserqualität, ökologisch intakte wie auch zugängliche Uferzonen sind eine Voraussetzung zur Erhaltung dieser Leistungen.
- Bei Hochwasserereignissen sind Seen wichtige Retentionsbecken. Um negative ökologische Auswirkungen zu minimieren sind bei präventiven Wasserspiegel-Absenkungen ökologische Aspekte zu berücksichtigen.
- Ufervegetation vermindert die Erosion von Seeufern.
- Bei der Planung im Gewässerbereich ist eine Gemeinde-/Kantons-übergreifende Zusammenarbeit mit Berücksichtigung der verschiedenen Interessen zielführend.

ExpertInnenumfrage

Insgesamt 29 Expertinnen haben die Fragen zu den Stehenden Gewässern bearbeitet. Davon bezogen sich 14 auf den Gesamtlebensraum, 15 ausschliesslich auf Arten. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. Schweizweit schätzen mehr als 70% der ExpertInnen die aktuelle Qualität der Flachwasserzonen mit Vegetation und der Stillwasserröhrichte als „schlecht" oder „eher schlecht" ein (Tabelle 12). Für alle biogeographischen Regionen erachten jeweils mehr als 87% der ExpertInnen die aktuelle Fläche als „zu klein" oder „eher zu klein", um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Je nach biogeographischer Region schätzen die ExpertInnen eine **zwei- bis fast vierfache Erhöhung der Flachwasserzonen mit Vegetation und der Stillwasserröhrichte als nötig** ein.

Tabelle 12: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Fläche der Flachwasserzonen mit der typischen Lebensgemeinschaft (a) und der Stillwasserröhrichte (b) zur Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler). n = Anzahl Antworten.

a)

Flachwasserzonen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	71.4	21	90.9	233 (±53)	20
Jura	66.7	12	85.7	156.1 (±54.6)	12
Mittelland	90.0	20	95.0	264.7 (±58.9)	17
Alpennordflanke	55.6	18	93.8	157.3 (±54.4)	12
Westl. Zentralalpen	36.4	11	87.5	194.3 (±103.4)	6
Östl. Zentralalpen	45.5	11	87.5	194.3 (±103.4)	6
Alpensüdflanke	66.7	12	91.7	233.8 (±86.8)	9

b)

Stillwasser-Röhrichte	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	75.0	20	100.0	221 (±49)	22
Jura	75.0	12	91.7	101.2 (±29.6)	9
Mittelland	81.0	21	100.0	277.3 (±63.3)	17
Alpennordflanke	73.3	15	100.0	122.1 (±51.5)	12
Westl. Zentralalpen	62.5	8	87.5	201.2 (±120.6)	5
Östl. Zentralalpen	57.1	7	87.5	274.3 (±124.3)	6
Alpensüdflanke	75.0	12	100.0	220.5 (±72.2)	8

Die aktuelle Dichte von Stehenden Kleingewässern (ca. 10-5'000 m^2) wird ausser für den Jura und die Alpennordflanke von allen ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten (Tabelle 13). Sie schätzen im Mittel je nach biogeographischer Region eine **Zunahme der Dichte um knapp das Drei- bis fast Fünffache als notwendig** ein.

Tabelle 13: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Dichte von Stehenden Kleingewässern (10-5'000 m^2) zur Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachtete Zunahme der Dichte (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler). n = Anzahl Antworten.

Dichte von Stehenden Kleingewässern (10-5'000m^2)	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	100.0	284 (±61)	21
Jura	94.1	290.4 (±67.8)	14
Mittelland	100.0	377.6 (±66.9)	17
Alpennordflanke	92.9	183.2 (±63.0)	13
Westl. Zentralalpen	100.0	264.3 (±92.2)	8
Östl. Zentralalpen	100.0	260.5 (±93.5)	8
Alpensüdflanke	100.0	299.1 (±87.5)	11

Botschaft

- Mehr als 70% der ExpertInnen erachten die aktuelle Qualität von Flachwasserzonen und Stillwasserröhrichten als ungenügend, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten.
- Je nach Region schätzen sie im Mittel eine zwei- bis fast vierfache Erhöhung der Flächen von Flachwasserzonen mit Vegetation und der Stillwasserröhrichte als notwendig ein.
- Bezüglich der Stehenden Kleingewässer schätzen sie je nach Region im Mittel eine Zunahme der Dichte um knapp das Drei- bis fast Fünffache als notwendig ein.

Gesamter Flächenbedarf Lebensraum

Biodiversität

Viele Organismen der grösseren Stehenden Gewässer sind aufgrund der Eutrophierung, die im 20. Jh. stattgefunden hat, und ihrer teilweise nicht mehr reversiblen Auswirkungen gefährdet. Für die Lebensgemeinschaft der Uferbereiche stellen die heutzutage stark eingeschränkten natürlichen Wasserspiegelschwankungen und die Lebensraumverluste eine weitere Gefährdungsursache dar. Letzteres gilt insbesondere für Arten der kleineren Gewässertypen.

Für die Erhaltung der Lebensgemeinschaften der Seen und Uferbereiche sind deshalb eine gute Wasserqualität und die typische Lebensraumdynamik unerlässlich. Flächenrelevant sind **Nährstoffpufferzonen und Gewässerschutzbereiche**, die bei intensiv genutzten, an Seen angrenzenden Gebieten notwendig sind.

Für das Gesamtsystem See und seine Lebensgemeinschaft sind die Ufer und Flachwasserzonen, die einen Anschluss an die Landlebensräume darstellen, besonders wichtig. Allerdings erachten mehr als 70% der ExpertInnen die **aktuelle Qualität von Flachwasserzonen und Stillwasserröhrichten als ungenügend** und mehr als 90% der ExpertInnen schätzen ihre Flächen in der Schweiz als zu klein ein, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Je nach Region halten sie im Mittel eine **zwei- bis fast vierfache Erhöhung der Flächen von Flachwasserzonen mit Vegetation und der Stillwasserröhrichte** als notwendig.

Um lokal die Lebensgemeinschaft von Uferbereichen grösserer Seen zu erhalten, werden in der Literatur **störungsarme Biotopkomplexe von mehreren 100 ha** empfohlen. Finden regelmässig menschliche Aktivitäten in der Nähe statt, werden **Störungspufferzonen von min. 300 m Breite und 500 m Länge** empfohlen, um die Störung von Wasservögeln zu vermindern.

Ökosystemleistungen

Seen, ihre Uferbereiche und Lebensgemeinschaften tragen mit produzierenden, kulturellen, regulierenden und unterstützenden Ökosystemleistungen zum Wohlergehen der Menschen bei. Um diese Leistungen zu erhalten, sind eine gute Wasserqualität, ökologisch intakte wie auch zugängliche Uferzonen notwendig. Bei Hochwasserereignissen sind Seen zudem wichtige Retentionsbecken.

Anordnung im Raum

Die Lebensgemeinschaften Stehender Gewässer, Arten und sogar ihre Populationen unterscheiden sich je nach Haupteinzugsgebiete und Höhenstufen. Um die Artenvielfalt wie auch die genetische Diversität der Gewässerorganismen zu erhalten, ist die Erhaltung von Wasserkörper verteilt in der ganzen Schweiz in einem gutem Zustand notwendig.

Als Kerngebiete für die Uferbereiche können Gebiete von internationaler (Ramsargebiete und 12 Wasservogelreservate) und nationaler (Objekte in den Biotopinventaren des Bundes sowie 43 Wasservogelreservate) Bedeutung betrachtet werden. Um einen genügenden Austausch von Organismen der Uferlebensgemeinschaften zu gewährleisten, sind weitere Flächen notwendig.

Besonders für Kleingewässer ist weniger die Ausdehnung als ihre Dichte für die Erhaltung der Biodiversität ausschlaggebend. ExpertInnen stufen die aktuelle Dichte als zu gering ein und erachten eine Zunahme der Dichte um knapp das Drei- bis fast Fünffache als notwendig ein. Distanzen zwischen einzelne Kleingewässer von 500-1000 m ermöglichen auch wenig mobilen Arten einen Individuenaustausch zwischen Populationen. Für die Erhaltung der Amphibien werden im Tiefland 2-4 Kleingewässer pro km^2 empfohlen, für Libellen 5-10. Als Kerngebiete für die Amphibien gelten die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung mit den dazugehörigen Landlebensräumen.

4.2 Fliessgewässer und Flussauen

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)

Fliessgewässer (1.2)

1.2.1 Brachsmen- und Barbenregion
1.2.2 Äschenregion
1.2.3 Untere Forellenregion
1.2.4 Obere Forellenregion
1.2.5 Temporäre Wasserläufe

gehölzfreie Aue

2.1.4 Bachröhricht
2.2.5 Schwemmufervegetation
2.5 Wechselfeuchte Pionierfluren
3.2.1 Flusskiespionierflur
5.1.3-5.1.5 Säume

Weichholz- und Hartholzaue

5.3.6 Auen-Weidengebüsch
5.3.8 Gebirgsweidengebüsch
6.1 Bruch- und Auenwälder teils
teils 2.1.2, 2.5, 3.2.2, 3.3

Seeauen werden in den Kapiteln 4.5 Flachmooren und 4.1 Stehenden Gewässern behandelt.

Ausdehnung und Verbreitung

Tabelle 14: Länge, Fläche und Dichte von Fliessgewässern.

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung	Bemerkung, Quelle
Fliessgewässer: Fläche Länge	1992/97	317.24 km^2	(BFS, Arealstatistik 1992/97)
	2009	65‘440 km	ca. 86% ≤ FLOZ 3, (Zeh Weissmann et al. 2009)
Min.- max. Dichte in Kantonen	2006	0.31 – 2.84 km/km^2	(BUWAL 2006; BWG 2006), Maximalwerte von bis zu 7 km/km^2

Tabelle 15: Auenfläche (Fliessgewässer, Seen) in Lagen **unterhalb** von 1800 m.ü.M in den Jahren 1900 und 2010 (Lachat et al. 2010b).

Region	Fläche um 1900 [ha]	Fläche um 2010 [ha]	Verlust [%]
Jura	1820	1401	23
Mittelland	18290	12343	33
Alpennordflanke	7167	4348	39
West. Zentralalpen	2184	782	64
Östl. Zentralalpen	2509	1638	35
Alpensüdflanke	4584	2764	40
Schweiz	**36‘554***	**23‘275***	**36**

* Gemäss Müller-Wenk et al. (2004) betrug die Auenfläche unterhalb von 1800 m.ü.M vor den Haupt-Eingriffen (ca. 1870) 81‘000 ha, d.h. bis 1900 gingen bereits ca. 55% verloren. Inklusiv alpiner Auen betrug die Fläche um 1870 ca. 129‘211 ha, um 2009 noch 48‘135 ha. Rückgang von ca. 60 % für die Gesamt- und 90 % für die Landfläche.

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (vgl. Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	Regenerierbarkeit*
Natürliche und naturnahe Fliessgewässer	kaum regenerierbar (> 150 Jahre, teilweise unvollständig)
Auenwälder	
mässig beeinträchtigte Fliessgewässer	schwer regenerierbar (15-150 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)
Altarm	
Zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereiches an fliessenden Gewässer	
Ruderalstandorte	bedingt regenerierbar (< 15 Jahre, für bestimmte für bestimmte Organismen mehr)
Vegetationsarme Sand-, Kies-, Schotterflächen	

*gemäss L. Bonnard und A. Peter sind diese Lebensräume eher besser regenerierbar. Voraussetzung ist aber eine existierende funktionelle Vernetzung zu qualitativ guten Gewässerabschnitten und genügend Dynamik.

Zustand

Ökomorphologie

I = natürlich / naturnah; II = wenig beeinträchtigt; III = stark beeinträchtigt; IV = künstlich / naturfremd; V = eingedolt

	VECTOR25-GWN		kartiert		Ökomorphologischer Zustand[58]								Künstliche Abstürze > 50 cm		Bauwerke > 50 cm	
					I		II		III		IV		V			
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	Anzahl	pro km	Anzahl	pro km
Schweiz	64897	100	23887	37	35362	54	15608	24	6714	10	2935	5	4278	7	91990	1,4	8841	0,1
Jura	3142	5	2287	73	1097	35	932	30	510	16	269	9	335	11	4305	1,4	676	0,2
Mittelland	15193	23	10612	70	5989	39	3481	23	2411	16	1241	8	2071	14	34478	2,3	3127	0,2
Alpen	46562	72	10986	24	28277	61	11194	24	3794	8	1425	3	1873	4	53207	1,1	5038	0,1

Quelle: (Zeh Weissmann et al. 2009)*, vgl. auch BDM Indikator E12*

Prozesse:

Eine natürliche Dynamik findet sich nur noch bei ca. einem Drittel der Tieflandauen-Objekte im Aueninventar. Bei den Gletschervorfeldern und alpinen Schwemmebenen zeigen zwei Drittel der Objekte deutliche Spuren menschlicher Beeinflussung (Ismail et al. 2009).

Wasserqualität

Die Konzentration von Nitrat und der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB5) sind in den meisten grossen Flüssen gering und gefährden die Wasserqualität nicht. In einigen kleineren Fliessgewässern im Mittelland sind die Nitrat- und Ortho-Phosphat-Konzentrationen jedoch noch zu hoch. Besonders in kleinen bis mittleren Gewässern im stark genutzten Mittelland wird die Wasserqualität durch Pflanzenschutzmittel, Treibstoffzusätze oder Mikroverunreinigungen beeinträchtigt (BDM Indikator E13, 2010).

Gewässerorganismen weisen eine überdurchschnittliche Gefährdung im Vergleich zu anderen Artengruppen auf (Dudgeon et al. 2006; Cordillot & Klaus 2011).

Schutz

Tabelle 16: Im Inventar der Auen von nationaler Bedeutung erfasste Fläche (Martin 2011). Bei der Fläche Pufferzonen handelt es sich um eine geschätzte notwendige Fläche, die weder in der Auenverordnung erfasst noch durchgehend ausgeschieden ist. ML = Mittelland, ANF = Alpennordflanke, WZA = Westliche Zentralpen, ÖZA = Östliche Zentralalpen, ASF = Alpensüdflanke.

Auen-Biotope im Aueninventar*	**CH**	**Jura**	**ML**	**ANF**	**WZA**	**ÖZA**	**ASF**
Fliessgewässer	10216	314	4685	2015	601	967	1634
Seeufer	2021	37.6	1983.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Delta	1029	0	168	572	0	15	274
Gletschervorfelder	8919	0	0	2531	2820	3041	528
Alpine Schwemmebenen	451	0	0	179	0	272	0
Total Auen	**22637**	**352**	**6837**	**5297**	**3421**	**4295**	**2435**
Pufferzonen	683	24	290	163	29	76	99

*40 potenzielle zusätzliche Gebiete werden momentan geprüft.

Neben den von der Auenverordnung geschützten Objekten existieren weitere sogenannte nicht bereinigte Objekte sowie Objekte von regionaler Bedeutung. Letztere sind je nach Kanton teilweise kantonal über Bewirtschaftungsverträge geschützt.

Lebensraumdynamik

Die Dynamik ist unabdingbar für die Existenz der sich verändernden Uferlinie (Tockner et al. 2006) und der verzahnten Habitate, die im Lebensraumkomplex von Fliessgewässer- und Auenlebensräumen vorkommen (Tockner & Stanford 2002). Es genügt deshalb nicht nur Flächen zur Verfügung zu stellen; die Dynamik muss dazu ablaufen können.

Abbildung 12 zeigt die räumliche und zeitliche Skala verschiedener Prozesse, die in einer Auenlandschaft ablaufen und die dadurch beeinflussten Einheiten.

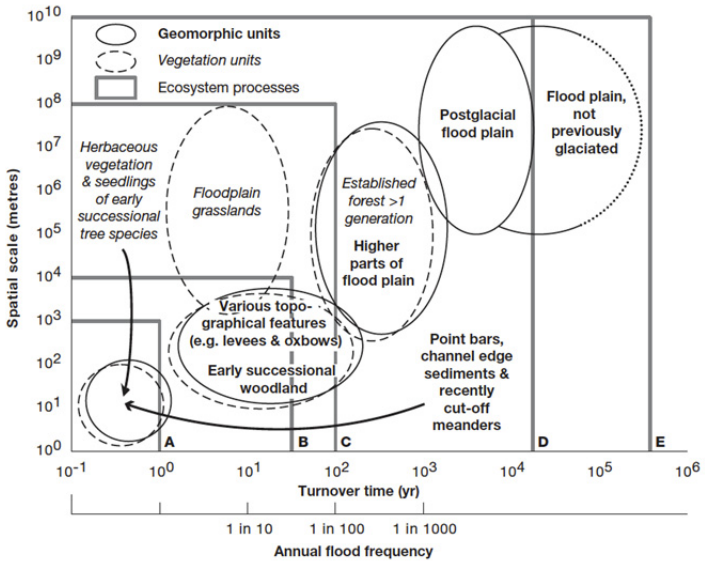


Figure 1 The organization of floodplain components and processes as a spatiotemporal hierarchy (after Hughes 1997). A = primary succession of herbaceous vegetation and early successional woody species, associated with annual flood; B = primary and secondary floodplain succession, associated with medium-magnitude/frequency floods; C = long-term floodplain succession, widespread erosion and reworking of sediment, associated with high magnitude/low-frequency floods; D = species migration upstream/downstream, local species extinction, long-term succession on terraces, and life-history strategies, associated with climate and base-level change, and the influence of postglacial relaxation phenomena on hydrological and sediment inputs to flood plains; and E = species evolution, and changes in biogeographical range, associated with tectonic change, eustatic uplift and climate change.

Abbildung 12: Räumliche und zeitliche Skala von Elementen und Prozessen einer Aue (Tockner & Stanford 2002).

Hydrologie und Wasserspiegelschwankungen

Niederschläge und Schneeschmelze führen zu typischen Abflussregimen in den Gewässern. In der Schweiz wurden 16 Abflussregimetypen definiert (Pfaundler et al. 2011), die in drei Grundtypen eingeteilt werden können: das alpine, das mittelländisch-jurassische und das südalpine Abflussregime (BAFU 2009). Der Abfluss mit unterschiedlich intensiven Wasserspiegelschwankungen und zeitlichen Periodizitäten sowie der damit zusammenhängende Feststoffhaushalt (vgl. untenstehenden) sind hauptsächlich für die Dynamik, für die Gestaltung der Fliessgewässer und Auen und damit der Lebensgemeinschaften verantwortlich (Bundi et al. 1990). In einem natürlichen Fliessgewässer führen Wasserspiegelschwankungen immer wieder zu einer Veränderung des Verlaufes und der Länge der Uferlinie (Van der Nat et al. 2002; Tockner et al. 2006).

Schwall-Sunk und Restwasser-Problematik

Wasserentnahmen, Rückgaben (Schwall-Sunk-Problematik) und Wehre führen zu veränderten Wassermassen- und Strömungsverhältnissen. Die Lebensgemeinschaften werden dadurch stark beeinflusst (*BDM Indikator E11*(Limnex AG 2001; Baumann & Klaus 2003)). In Restwasserstrecken kann sich das Wasser im Sommer für Fische zu stark erwärmen oder das Gerinne trocknet aus (FIBER Schweizerische Fischereiberatungsstelle 2012). In der Schwallphase werden wenig schwimmstarke Arten weggespült; in der Sunkphase stranden diese Organismen teilweise auf trockenfallende Flächen. Zudem kann auch die Grundwasserneubildung und die laterale Konnektivität reduziert werden. Es besteht ein grosser Handlungsbedarf (Baumann et al. 2012). Der Wasserrückhalt in Reservoiren kehrt den jahreszeitlichen hydrologischen Zyklus tendenziell um.

In Gewässerstrecken, die dadurch negativ beeinflusst werden, ist das natürliche Prozessregime falls machbar wiederherzustellen. Falls nicht möglich, ist die Durchführung künstlich ausgelöster, zeitlich korrekt abgestimmter Hochwässer und Geschiebeumlagerungen zu erwägen (Robinson & Uehlinger 2008; Scheidegger et al. 2012).

Geschiebehaushalt

Der Geschiebehaushalt und die Wasserspiegelschwankungen sind lebensnotwendig für Fliessgewässer, für die Strukturvielfalt und für die typische Zonierung der Vegetation in der Aue. Je nach Wiederkehrzeit und Intensität von Hochwasser und Geschiebeumlagerungen bilden sich verschiedene Lebensraumtypen aus (Scheidegger et al. 2012). Insbesondere in den grösseren Fliessgewässern des Mittellandes besteht jedoch ein grosses Geschiebe-Defizit (Abbildung 13). Eine Übersicht zur Situation in der Schweiz geben Schälchli Abegg + Hunzinger & Hunziker Zarn & Partner 2005; Schälchli Abegg + Hunzinger & Partner 2007.

Die Sohle eines Fliessgewässers tieft sich ein, falls im Vergleich zur Transportkapazität zu wenig Geschiebe (Rückhalt, Entnahme) vorhanden ist. Vor allem verbaute, eingeengte Flüsse neigen zur Sohlenerosion. Umgekehrt kommt es zur Hebung der Flusssohle, falls zu viel Geschiebe vorhanden ist. Das Ungleichgewicht zwischen Geschiebeeintrag und Transportkapazität kann auch eine mangelnde Umlagerung der Gewässersohle und damit ihre Kolmatierung zur Folge haben. Dies führt zu einer Verminderung des Austausches zwischen Fluss- und Grundwasser und gefährdet damit die Anreicherung des Grundwassers. Zudem geht der ökologisch wertvolle Porenraum verloren (Woolsey et al. 2005) (vgl. Kapitel 4.4 Grundwasser), was ebenfalls die Biodiversität gefährdet. Folglich ist es wichtig, den Geschiebehaushalt bei Revitalisierungen zu berücksichtigen (Schälchli Abegg + Hunzinger & Partner 2007; Schälchi & Kirchhofer 2012).

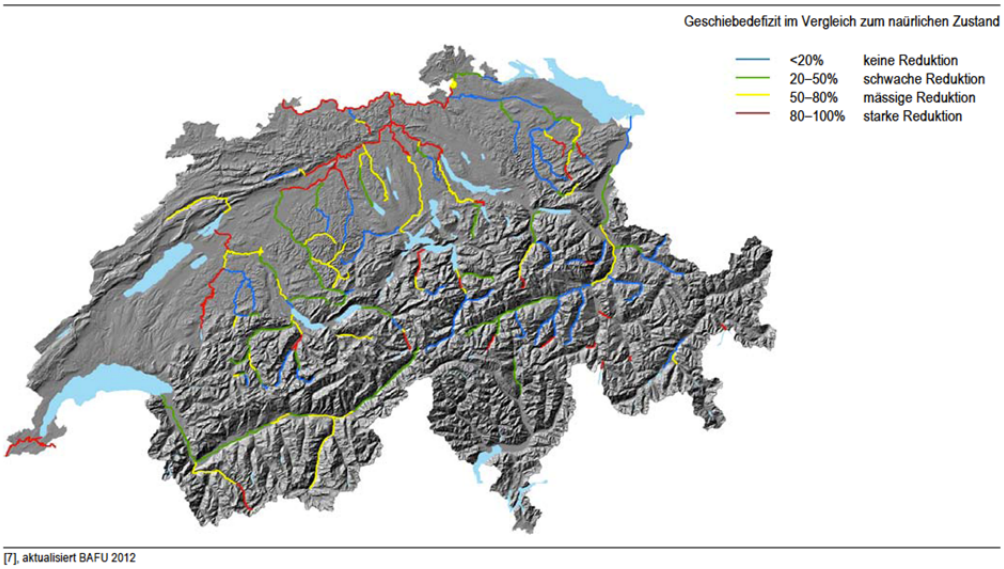


Abbildung 13: Geschiebedefizit in untersuchten Fliessgewässern der Schweiz (Schälchi & Kirchhofer 2012).

Tabelle 17 zeigt den minimalen Flächenbedarf für eine kurzfristige Erhaltung von Lebensräumen der Auen und die dafür notwendige Wiederkehrzeiten von Kiesbankumlagerungen. **Für das langfristige Überleben der Lebensgemeinschaft sind in einer Region** (vgl. Abbildung 12) **mindestens 10 mal grössere Flächen nötig** (Scheidegger et al. 2012). Eine regionale Sichtweise (Einzugsgebiet) ist aber nicht nur wichtig für Lebensgemeinschaften, sondern auch für den Gesamtartenpool bzw. für die Artenvielfalt (Vinson & Hawkins 1998).

Wie die Vegetationstypen sind auch kieslaichende Fische auf Hochwasser, die das Kiesbett von Feinsedimenten reinigen, angewiesen. Ein Mittel zur Berechnung der Strukturvielfalt bildet der hydromorphologische Index der Diversität (HMID) (Gostner & Schleiss 2012).

Tabelle 17: Minimaler Flächenbedarf der Lebensräume zur kurzfristigen Erhaltung der charakteristischen Artenvielfalt, min. und max. Wiederkehrzeit von Kiesbankumlagerungen (Scheidegger et al. 2012), sowie durchschnittlicher Überstau in Tagen ((Pott & Remy 2008))

Lebensraum	**Minimaler Flächenbedarf**	**Wiederkehrzeit [Jahre]**		**Durchschn. Überstau [d/a]**
		Minimale	Maximale	
Flusskies-Pionierflur	0.5 ha	3	8	?
Auen-Weidengebüsch	0.5 ha	8	15	30-150
Röhricht	0.5 ha	8	15	150-350
Weichholz-Auenwald	1 ha	15	40	30-150
Grauerlen-Auenwald	1 ha	15	40	30-150
Quellfluren	100 m^2	50	> 150	-
Hartholz-Auenwald	10 ha	40	> 150	0-30

Strukturen entlang und in Fliessgewässern

Gemäss ökomorphologischen Kartierungen gelten ca. 54% der Schweizer Fliessgewässer als natürlich/naturnah (Abbildung 14). Strukturen finden sich in Fliessgewässern fast nur noch an Ufern und meistens auch in ungenügendem Masse (Zeh Weissmann et al. 2009). Es fehlt an Ufervegetation, in deren Bereichen sich Fische aufhalten können, insbesondere an Strukturen im Flussbett selbst (sogenannte in-stream structures) (pers. Mitteilung A. Peter). Eine Meta-Analyse zeigte einen deutlich positiven Effekt von Totholz in den Gewässern auf Populationen gewisser Salmoniden Arten (Stewart et al. 2006).

Abbildung 14: Qualitativer Zustand (Zustandsklassen der Ökomorphologiestufe F) der kartierten Fliessgewässer (Zeh Weissmann et al. 2009).

Raumbedarf für ökologische Funktionen und Hochwasserschutz

Die Schlüsselkurve des ehemaligen Bundesamtes für Wasserbau und Geologie (jetzt BAFU) gibt abhängig von der Gerinnesohlenbreite die Uferbereichsbreite vor, um den Hochwasserschutz und die ökologischen Funktionen sicherzustellen (*Abbildung 15*). Der für die Funktionalität des Gewässers **erforderliche einseitige Uferbereich beträgt demgemäss beiderseits mindestens 5 m. Erst ab 15 m kann der Uferstreifen als eigenständiges Biotop funktionieren** (BWG 2001). Der Uferstreifen dient gleichzeitig als Pufferzone gegenüber dem Eintrag von Nährstoffen sowie als Lebensraum und Wanderkorridor für Organismen.

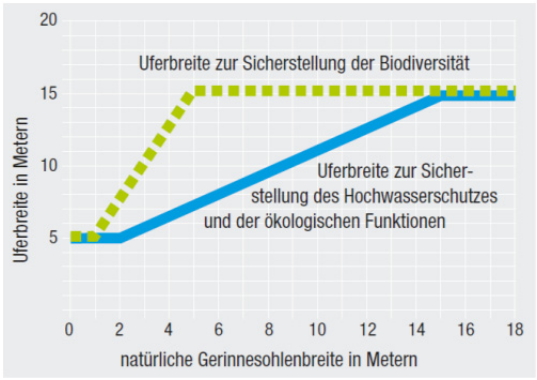


Abbildung 15: Schlüssel- und Biodiversitätskurve zur Ermittlung der Uferbereichsbreite von Fliessgewässern (BWG 2001).

Im Bericht *„Strukturen der „Fliessgewässer in der Schweiz*" (Zeh Weissmann et al. 2009), der auf ökomorphologischen Kartierungen (Methode Ökomorphologie Stufe F) beruht, wird mittels der Schlüsselkurve eine Fläche von **860 km²** (=86'000 ha) entlang von 64'897 km (ohne Sohlenbreite und Gewässerraum der sehr grossen Flussabschnitte) geschätzt, um den Hochwasserschutz und grundlegende

ökologische Funktionen zu gewährleisten (Abbildung 16). Dabei wird ein maximaler Gewässerraum von 15 m pro Ufer (vgl. obenstehend) verwendet. Es wird geschätzt, dass, Stand 2009, **22'000 ha an Gewässerraum fehlen** (ohne Sohlbreite und dem Bedarf entlang sehr grosser Flussabschnitte). Nicht berücksichtigt sind einerseits die sehr grossen Flüsse (Unterläufe von Rhone, Aare, Reuss, Limmat und Rhein, in der Regel unterhalb der Mittellandseen → Gewässernetzlänge steigt auf 65'440) und andererseits der Bedarf für Auengebiete.

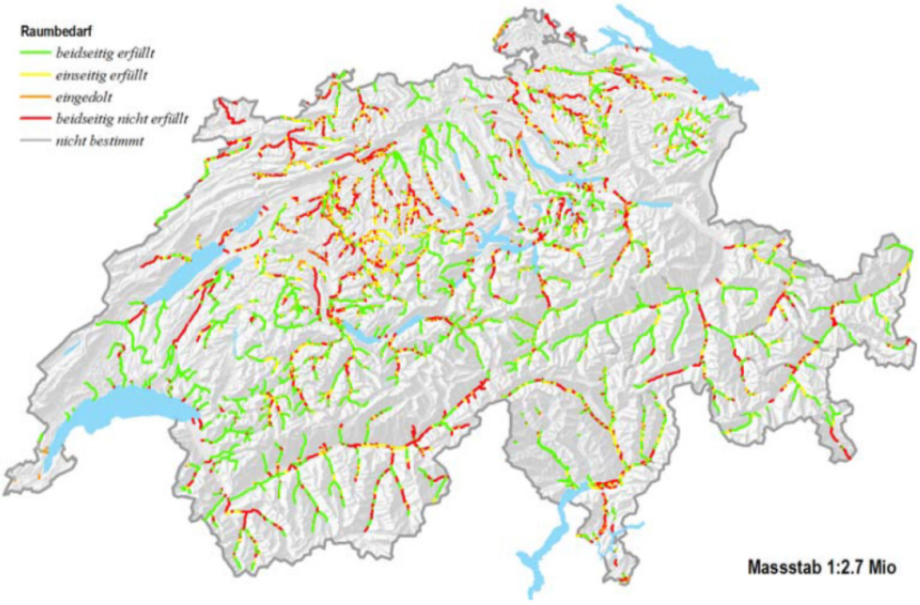


Abbildung 16: Zustand des Raumbedarfs der kartierten Fliessgewässer (Zeh Weissmann et al. 2009). Kleine Fliessgewässer, Abschnitte der sehr grossen Flüsse sowie nicht kartierte Gewässer sind nicht berücksichtigt.

Pendelband von Fliessgewässern und Auen

Insbesondere in Auen reicht der durch die Schlüsselkurve für Hochwasserschutz berechnete Uferbereich *(Abbildung 15)* in den meisten Fällen nicht aus, um die ökologischen Funktionen zu erfüllen und die Biodiversität zu erhalten. Es ist eine **Uferbereichsbreite vom 5-6fachen der natürlichen Gerinnesohlenbreite**, das sogenannte Pendelband, notwendig, um dem Fliessgewässer ein natürliches Pendeln und somit die auentypische Dynamik zu ermöglichen (BWG 2000). Zumindest für die Auenobjekte von nationaler Bedeutung, die sich entlang von 1'355 Gewässerkilometern erstrecken (Zeh Weissmann et al. 2009), ist demzufolge mehr Raum notwendig.

Heeb & Schönborn (1997) ermittelten für die natürliche Eigendynamik der Fliessgewässer mit einer namhaften Eigendynamik (ca. 6'000 km, Hauptflüsse in den 1050 Basisgebieten im Hydrologischen Atlas) einen Flächenbedarf von ca. **250 km^2** (= 25'000 ha oder 0.5 % der Schweiz). Dies beinhaltet die Gerinnesohle sowie das Pendelband (in dieser Studie = 5.6x die Gerinnesohlenbreite). Als Maximalbreite für das Pendelband wurden 200 m gesetzt.

In der Studie wurde berücksichtigt, dass für die Fliessgewässer in unterschiedlich dicht besiedelten Gebieten unterschiedlich viel Raum zur Verfügung steht.

Wechselwirkung mit Grundwasser

Die meisten Habitate einer Aue und damit ein Grossteil ihrer Biodiversität sind von den Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser (Ex- und Infiltration) abhängig (Riecken et al. 2006, Tabelle 27 in Kapitel 4.4 Grundwasser). Je nach Art und Lage des Oberflächen-Grundwasser-Austausches (Topographie, Durchlässigkeit, Umgebung,...) finden sich unterschiedliche hydrologische Austauschraten sowie biogeochemische Prozesse. In Folge bilden sich verschiedene Habitate und Lebensgemeinschaften (Malard & Tockner 2002). Brunke et al. (2003) zeigen für zwei Auen am Brenno im Tessin, dass die unterschiedlichen Grundwasseraufstösse einerseits unerlässlich für die Erhaltung der meisten aquatischen Auenhabitate waren, andererseits das Vorkommen mehrerer spezialisierter Makroinvertebraten-Arten ermöglichten. Sie trugen signifikant zur Vielfalt der Taxa der gesamten Aue bei. Malard et al. (2003) stellten in einer alpinen Aue fest, dass die Dichte und taxonomische Vielfalt hyporheischer Lebensgemeinschaften in upwelling Zonen deutlich höher waren. Wechselwirkungen sind auch relevant bezüglich flussnaher Trinkwasserfassungen (Fette et al. 2004; Hoehn & Meylan 2009).

Pufferzonen

In intensiv genutzten Landschaften sind entlang der Gewässerufer (Nährstoff-)Pufferstreifen notwendig, auf denen die Landnutzung diesem Zweck angepasst wird. Je nach Bedingungen, Einflussfaktoren vor Ort und Stoff variieren die Breiten für eine effiziente Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen zwischen **5 und 50 m** (Mander 2008). Wesentlich für die Rückhalteleistung – insbesondere für Partikel, die mit dem Oberflächenabfluss transportiert werden – sind die Dichte und die Höhe des Grasbewuchses in den Pufferstreifen. Falls der Stofftransport vorwiegend unterhalb der durchwurzelten Bodenschichten oder durch Drainagen stattfindet, können Pufferstreifen keine genügende Leistung erbringen (Volkart et al. 2012).

Koch (2007) folgert aufgrund eigener Untersuchungen in der Region Basel und aufgrund der Literatur (Retentionsleistungen von Uferzonen), dass **Uferzonen, die weniger als 5 m breit sind, keine Nährstoffreduktion gewährleisten können und dass 18 m bezüglich der Nährstoffretention die maximal notwendige Uferzonenbreite an kleineren und mittleren Flüssen** darstellen. Bei grossen Flüssen oder bei hohen und steilen Uferböschungen können jedoch breitere Uferstreifen notwendig sein. So wird empfohlen oberhalb von Böschungskanten generell einen zusätzlichen 3 m breiten Streifen als Puffer auszuscheiden und unabhängig von den Uferstrukturen und der Uferzonenbreite eine **Düngung innerhalb eines Streifens von mindestens 25 m zu unterlassen**. Letztere Zahl geht in die Richtung der Angaben zu Pufferstreifenbreiten von Boschi et al. (2003) (Tabelle 18).

Tabelle 18: Breiten von Nährstoff-Pufferstreifen bei kleinen Fliessgewässern in Abhängigkeit der angrenzenden Nutzung und der Neigung (Boschi et al. 2003).

Nutzung der angrenzenden Fläche	Neigung [%]	Einseitige Breite
Extensive Wiese oder Weide ohne Düngung	unabhängig	0
Intensiv bewirtschaftete Wiese oder Weide	Eben, <3%	20
	Erkennbar geneigt, 3-40%	30
	Stark geneigt, >40%	35
Garten, Acker, Kunstwiese oder Fruchtfolgefläche	Eben, < 3%	30
	Erkennbar geneigt, 3-40%	40
	Stark geneigt, >40%	45

Für intakte Auen in der heutigen Landschaft sind Nährstoffpufferzonen nicht in jedem Falle notwendig (Volkart et al. 2012). Hingegen wären hydrologische, morphodynamische und biologische Pufferzonen, die auch Teile des Einzugsgebieters oberhalb von Auenobjekten abdecken, häufig sinnvoll (Auenberatungsstelle (Red.) 2008) (Tabelle 19). Je nach Situation vor Ort weisen diese Pufferzonen eine andere Ausdehnung auf.

Da Auen natürlicherweise häufig Pflanzengemeinschaften eutropher Lebensräume beherbergen, können die Nährstoffpufferzonen deutlich schmaler als direkt entlang der Gewässer sein. In der Studie von Ismail et al. (2009) wurde deshalb mit 10 Meter breiten Nährstoff-Pufferzonen rund um die Auen-Objekte von nationaler Bedeutung gerechnet.

Tabelle 19: Verschiedene Pufferzonen, ihr Zweck und eine Schätzung der minimal benötigten Nährstoff-Pufferflächen um die tiefgelegenen Auenobjekte (Nr. < 1000) in der Schweiz (Auenberatungsstelle (Red.) 2008; Ismail et al. 2009; Martin 2011).

Pufferzone	Nationale Objekte [ha]	Regionale Objekte [ha]	Zweck
Nährstoff	684	631	Nährstoffeintrag verhindern
Morpho-dynamische	82	?	Fläche, in der Veränderungen des Gewässerlaufes (Überschwemmungen, Erosion,...) geduldet werden. Die minimale Breite kann sich auf den «Raumbedarf für Fliessgewässer» stützen
Biologische	vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer und Uferzonen für lokale Angaben		empfindliche Arten vor Störungen schützen; Vernetzung der Auen mit Umgebung sichern; Angrenzende wertvolle Lebensräume sichern
Hydrologische	Abhängig von Grundwasserverhältnissen, lokal verschieden		Sicherung der Wasserversorgung für das Auengebiet

Innerhalb der Tieflandauen-Objekte lassen kartierte Vegetationseinheiten auf eine landwirtschaftliche Nutzung auf 840 ha schliessen. In 644 ha wird ein Düngeverzicht als notwendig erachtet. Ca. 82 ha werden sogenannten morphodynamischen Pufferzonen zugeordnet (Ismail et al. 2009). Diese wurden nur für Landwirtschaftsflächen, die direkt an ein Fliessgewässer im Perimeter von nationalen Auenobjekten angrenzen, abgeschätzt.

Botschaft

- Die typische Lebensraumdynamik ist unerlässlich für die Erhaltung der Fliessgewässer- und Auenlebensgemeinschaften. Abflussdynamik und Geschiebehaushalt weisen jedoch grosse Defizite auf.
- Die Stärke von Schwall-/Sunk-Ereignissen und ihre negativen Auswirkungen gefährden Gewässerorganismen.
- Die auenspezifischen Lebensräume bilden sich je nach minimalen und maximalen Wiederkehrzeiten von Hochwasser- und Geschiebeumlagerungen und der Dauer des Überstaus.
- Die meisten Auenlebensräume sind abhängig von Austauschprozessen mit dem Grundwasser.
- Die Dynamik der Fliessgewässer braucht Raum. Der minimale Flächenbedarf, um die ökologischen Funktionen der Fliessgewässer und die Hochwassersicherheit zu gewährleisten, beträgt schweizweit 860 km^2 Uferraum, wovon aktuell schätzungsweise 220 km^2 fehlen.
- Um den Nährstoffeintrag in Fliessgewässer zu vermeiden, werden je nach angrenzender Nutzung, Neigung im Uferbereich und Grösse des Gewässers Breiten von Nährstoffpufferzonen bis zu 50 m empfohlen.

Artspezifische Prozesse

Im Lebensraumkomplex von Fliessgewässer- und Auenlebensräumen ist das Nebeneinander verschiedener Habitate und ihre funktionelle Vernetzung von allerhöchster Bedeutung. Beides benötigt Fläche. Die Möglichkeit zwischen verschiedenen Habitaten zu wechseln, zu Wanderung, Ausbreitung und Wiederbesiedlung ist notwendig für den Fortbestand von Populationen in Gewässern. Viele Arten sind darauf angewiesen, da sie innerhalb ihres Lebenszyklus und teilweise sogar innerhalb eines Tages unterschiedliche Habitate benötigen (Werth et al. 2012).

Innerhalb einer Aue und entlang eines Fliessgewässers lassen sich Interaktionen in 4 Dimensionen betrachten (Ward et al. 1998; Woolsey et al. 2005; Werth et al. 2011):

- longitudinal (stromauf- und abwärts, innerhalb und entlang des Fliessgewässers)
- lateral (zwischen dem Fliessgewässer und angrenzenden Auenlebensräumen)
- vertikal (zw. Oberflächengewässer und Grundwasser: vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik und Kapitel 4.4 Grundwasser)
- zeitlich

Diese Interaktionen sind nicht nur für Arten, sondern auch für Nährstoffkreisläufe und für den Geschiebehaushalt wichtig. Zum Beispiel unterbrechen Reservoire und Staudämme die Versorgung von flussabwärtsliegenden Abschnitten mit Geschiebe oder Schwemmholz (Werth et al. 2012).

Für den Biotopverbund sind je nach Art, ihrem Ausbreitungsverhalten und Mobilität unterschiedliche Distanz-Masse relevant (Zollinger & Lussi 2009):

- Luftdistanz zwischen Auen, z.B. Vögel
- Distanz über Land, entlang des Gewässers oder möglichst direkt zur nächsten Aue, z.B. Amphibien
- Distanz im Gewässer (flussauf-/flussabwärts), z.B. Fische

Dabei ist jeweils auch die Anzahl erreichbarer Auen im Perimeter sowie die Durchlässigkeit der Landschaft bzw. des Gewässers relevant.

Durchgängigkeit innerhalb des Gewässers

Die hydrologische Konnektivität (lateral, zeitlich) erklärt zu einem grossen Teil die Verteilung aquatischer Organismen in der Flussaue (Tockner et al. 2006). Sie erklärt auch α- und β-Diversitätsmuster von Makroinvertebraten (Altermatt et al. in review), wie anhand von BDM-Daten gezeigt werden kann. Je nach Art wird aber ein anderes Ausmass an Konnektivität bevorzugt (Abbildung 17). Die Bewegungen erfolgen je nach Art passiv (z.B. flussabwärts Drift, Tiervektoren) und/oder aktiv. Aktive Bewe-

gungen im und entlang eines Fliessgewässer (longitudinal) kompensieren flussaufwärtsgelegene Populationen für Drift-Verluste (Bilton et al. 2001).

Für Fische sind regelmässige oder sporadische Ortsveränderungen (Laichwanderung, saisonale, tägliche oder entwicklungsbedingte Ortsveränderungen) über kleine bis grosse Distanzen charakteristisch (Kirchhofer et al. 2007). Derzeit weisen die Schweizer Fliessgewässer bezüglich der Durchgängigkeit ein riesiges Defizit auf. Mehr als 100‘000 Wanderhindernissen (>50 cm) beeinträchtigen die Konnektivität (FIBER Schweizerische Fischereiberatungsstelle 2012). Das Aussterben von 6 der 7 Langdistanzwanderer in der Schweiz (Abbildung 18) zeigt eindrücklich, dass für den Fortbestand der Arten die Durchgängigkeit der Gewässer unerlässlich ist.

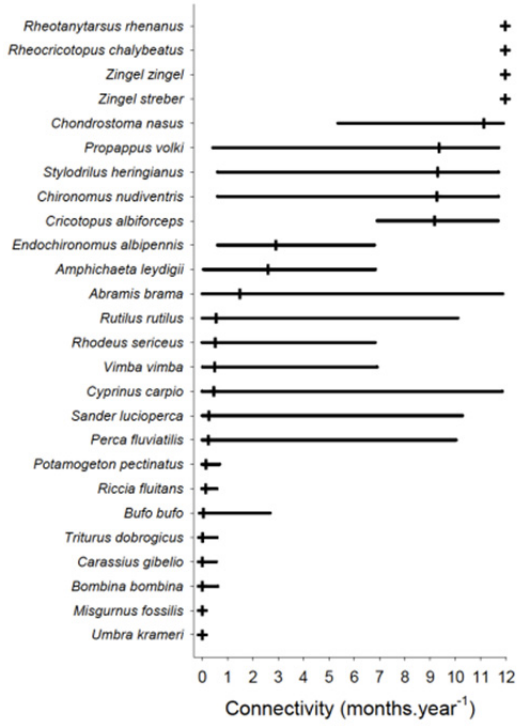


Abbildung 17: Optimale Vernetzung und Toleranzbereiche für verschiedene Arten im Nationalpark Donau-Auen, Österreich. Die Vernetzung ist ausgedrückt als die Anzahl Monate pro Jahr, in denen Auengewässer mit dem Hauptfluss verbunden sind (Tockner et al. 2006).

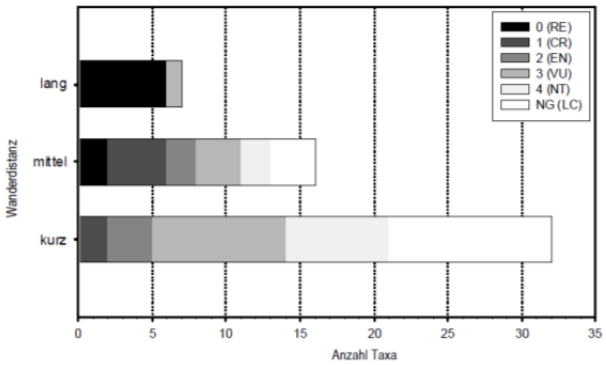


Abbildung 18: Artenzahl nach mittlerer Wanderdistanz und Gefährdungsstufen gemäss Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (Kirchhofer et al. 2007).

Für die longitudinale Ausbreitung vieler Fliessgewässer-Organismen ist gemäss der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2006) weniger die Distanz entscheidend, sondern eher die Anzahl Barrieren im Gewässer, die entweder nicht überwindbar sind oder Zeit und Energie beanspruchen,. Um diese zu überwinden sind Umgehungsgewässer oder andere Aufstiegshilfen notwendig (Hefti 2012). Selbst mit guten Aufstiegshilfen ist die Durchgängigkeit nicht die gleiche wie in einem ungestörten Fliessgewässer. Diesbezüglich ist auch die wahrscheinliche zukünftige Zunahme von Kleinwasserkraftwerken problematisch. Je nach Art sind zudem die Distanz und die Gewässerabschnitte mit ungenügender Wasserqualität ein Hindernis. Unter anderem ist es deshalb wesentlich, dass die Gewässerqualität flächendeckend gut ist.

Besonders wichtig für Wanderungen, wie auch für die Ausbreitung und Erreichbarkeit von Refugien, ist die Durchgängigkeit an den Zusammenflüssen von Gewässern (Werth et al. 2011). Nur so ist auf dem aquatischen Weg die Erreichbarkeit der Oberläufe und der Quellgebiete in den verschiedenen Einzugsgebieten möglich, die für die Erhaltung der regionalen Biodiversität wichtig ist (Carrara et al. 2012). Bei alpinen Fliessgewässern erwiesen sich Aufweitungen beim Zusammenfluss von **3-mal der Breite des Seitengewässers und einer Länge von 4-mal der Breite des Seitengewässers** als effektiv, ohne die Hochwassergefahr am Hauptgewässer zu erhöhen (Leite Ribeiro et al. 2012). Zusammenflüsse weisen innerhalb eines Gewässersystems gemäss der „Network Dynamics Hypothesis" zudem eine besondere Bedeutung für die Habitatsheterogenität auf (Benda et al. 2004).

Zusätzlich zur Durchgängigkeit sind einzelne Kerngebiete mit genügend grossen Populationen sehr wichtig, von denen aus eine Ausbreitung stattfindet. Solche qualitativ guten Flussabschnitte mit genügend grossen Populationen werden auch als Strahlursprung bezeichnet (Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) 2008, 2009). Die davon ausgehende Ausbreitungsdistanz heisst Strahlweg. Die notwendige Grösse eines Strahlursprungs sowie die Länge des Strahlweges unterscheiden sich je nach Gewässertyp, dessen Zustand und der Art des Organismus. Strahlwege können mit Trittsteinen und einmündenden Zuflüssen guter Qualität verlängert werden. Das Konzept ist gemäss Schweizer Experten als Theorie interessant, jedoch wegen den grossen artspezifischen Unterschieden in der Ausbreitungsfähigkeit und des Flächenbedarfs einer Population mit Vorsicht zu betrachten. Es ist zudem zu wenig mit Daten abgestützt (pers. Mitteilungen A. Peter und Ch. Scheidegger).

Wiederbesiedlung

Die Ausbreitungsfähigkeiten von Arten spielen auch bei der Wiederbesiedlung von natürlich gestörten oder revitalisierten Abschnitten eine Rolle. Eine Besiedlung ist nur wahrscheinlich, wenn besiedelte Gewässerabschnitte in erreichbarer Distanz vorhanden sind. Für den Zeitbedarf einer Wiederbesiedlung sind zudem die vorhergehende Art der Störung und das Ausmass des Schadens wesentlich. Bei 49 von Detenbeck et al. (1992) untersuchten Standorten, vorwiegend in Flüssen 3. und 4. Ordnung, dauerte es nach langen Störungen (> Lebensdauer Fische) zwischen mehr als 5 bis zu über 50 Jahren, bis sich das System erholte. Nach Peter (2009) zeigten gewisse neu gebaute Seitengewässer und revitalisierte Abschnitte schon innerhalb eines Jahres deutliche Zunahmen in Fischartenzahl, -dichte und -biomasse. Andererseits war bei anderen Gewässerabschnitten die Wiederbesiedlung auch nach 6 Jahren noch nicht abgeschlossen. Eine Bachelor-Arbeit an der EAWAG zu Dispersal Distanzen von Fischen steht kurz vor dem Abschluss (Tabea Kropf, Armin Peter).

Ausbreitung über Land

Über Land erfolgt die Ausbreitung von Gewässerorganismen über Flugstadien (Insekten), durch aktive Bewegung entlang anderer nasser Habitate (gewisse Käfer, Schnecken, Krebse) oder passiv (z.B. im Gefieder von Wasservögeln) (Bilton et al. 2001). Gerade bei flugfähigen Arten finden Ausbreitungsbewegungen bis zu einer gewissen Distanz durchaus auch über Bereiche statt, die nicht als bevorzugte Habitate gelten. So waren in einer Studie von Keller et al. (2012) 1.5-2 km voneinander entfernte Populationen der Libelle *Coenagrion mercuriale* funktionell gut über offenes Landwirtschaftsgebiet hinweg vernetzt. Sie vermuten zudem, dass seltenere Ausbreitungsbewegungen bis zu 4.5 km erfolgen und geeignete Trittsteine wie kleine Fliessgewässer die Ausbreitungsdistanzen beträchtlich erweitern würden.

Für jene terrestrischen Arten in den Auen und Uferbereichen, die für die Erhaltung ihrer Habitate auch auf die Dynamik der Fliessgewässer angewiesen sind, ist die Vernetzung von unüberschwemmten Bereichen wichtig, wie am Beispiel des Kiesbankgrashüpfers (*Chorthippus pullus)* gezeigt wurde (Alp et al. 2011). In Populationen der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*), einer charakteristischen Pflanzenart, die auf Kiesbänken wächst, zeigen sich je nach Region deutliche Unterschiede in der genetischen Vielfalt (Werth et al. 2012). Am Alpenrhein, wo noch mehrere grosse Populationen existieren und vernetzt sind, ist die genetische Vielfalt hoch, an der Sense mit einem einzigen Vorkommen aber stark verarmt.

Um als Ausbreitungskorridor zwischen Auengebieten zu dienen wird bei grossen Gewässern (> 20 m breit) ein Gewässerrandstreifen von mindestens 10 m und bei kleineren Gewässern ein Streifen von 5 m empfohlen (vgl. auch Abbildung 15). Für viele auengebundenen Lebewesen sind Entfernungen von

10 km zwichen Kerngebieten in einem Biotopverbund zudem die obere Grenze (Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) 2009).

Für die Ausbreitung von Insekten und Amphibien werden jedoch auch Distanzen von **weniger als 2 km zwischen Auenwaldflächen** als notwendig empfohlen (IKSR 2006).

Anpassung an Klimawandel und Refugien
Infolge der Erwärmung der Fliessgewässer um 0.4 – 1.6°C hat sich der Lebensraum der Forellen bereits in den letzten 25 Jahren um 100-200 m aufwärts verschoben. Bei einer weiteren Erwärmung der Wassertemperatur von 2°C bis 2050 würde sich der geeignete Lebensraum der Forellen um $^1/_5$ - $^1/_4$ verkleinern (OcCC / ProClim 2007). Entsprechend der artspezifischen Temperaturpräferenzen und -limiten (Küttel et al. 2002) ist ähnliches für andere Fischarten zu erwarten. Deshalb ist zum Schutz der Gewässerorganismen im Hinblick auf den Klimawandel ein Einzugsgebietsansatz wichtig (Füreder et al. 2012). D.h. den Organismen wird eine Ausbreitung innerhalb des Einzugsgebietes und damit möglichst eine Aufrechterhaltung oder eine Anpassung ihres Verbreitungsgebietes ermöglicht.

Die Durchgängigkeit bzw. Erreichbarkeit von Refugien spielen für Gewässerorganismen und insbesondere für Fische auch bei einzelnen Trockenheitsereignissen eine wichtige Rolle (Magoulick & Kobza 2003). Trockenheit hat auch in der Schweiz schon grössere Fischsterben ausgelöst (BUWAL et al. 2003). Aufgrund des Klimawandels muss vermehrt damit gerechnet werden (OcCC / ProClim 2007; Füreder et al. 2012; Schweizerische Eidgenossenschaft 2012b).

Die Erreichbarkeit von Refugien ist auch im Winter oder bei Hochwasserereignissen wichtig (Weber et al. 2009). Sie begünstigt die Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten (Detenbeck et al. 1992).

Fluchtreaktionen und Puffer-/Ruhezonen
Vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer → artspezifische Prozesse

Laichgebiete von Fischen
Vgl. Kapitel 5.5

Botschaft

- Für intakte Auen ist ein Mosaik funktionell verbundener, unterschiedlich stark vom Wasser geprägter Lebensräume typisch.
- Für die Arten der Fliessgewässer und Auen ist Durchgängigkeit unerlässlich:
  - innerhalb der Fliessgewässer stromauf und -abwärts
  - an den Zusammenflüssen von Gewässern,
  - zwischen den Auenlebensräumen (aquatisch und terrestrisch),
  - zwischen Fliessgewässer und dem Porenraum in der Fliessgewässersohle.
- Aufgrund von Barrieren in den Gewässern und wegen ungenügender Dynamik von Abfluss und Geschiebe ist die Erhaltung der Biodiversität der Fliessgewässer- und Auen langfristig nicht gewährleistet.
- Intakte, genügend breite Fliessgewässerufer dienen auch als Ausbreitungskorridore für terrestrische Arten.

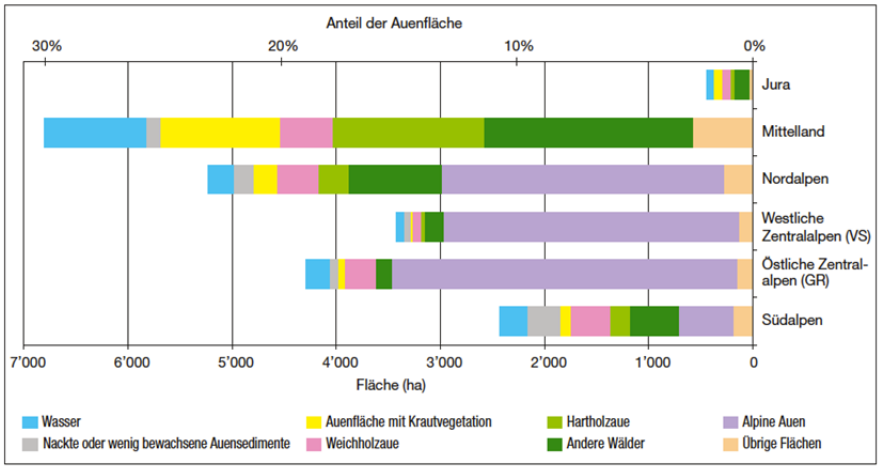
Arten und Lebensräume

Auen
Auen bilden ein komplexes, eng verzahntes System unterschiedlicher Lebensräume (Abbildung 19). In der Öko-Fauna-Datenbank für Auen (Rust-Dubieé et al. 2006) werden 52 Biotoptypen unterschieden. Diese werden in 23 Lebensräume eingeteilt und in die fünf folgenden Lebensraumgruppen zusammengefasst:

- Ruderalflächen (vegetationsarme Flächen) (vgl. Kapitel 4.9 Siedlungsraum)
- Auensteppen (vgl. Kapitel 4.6 Grünland)
- Flachmoore (vgl. Kapitel 4.5 Moore und Feuchtwiesen)
- Auenwälder
- Gewässer (vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer und 4.3 Quellen)

Viele der typischen Auenarten sind auf ein enges Nebeneinander dieser Lebensräume angewiesen, da sie je nach Jahreszeit oder Lebensphase einen anderen Lebensraum nutzen (Rust-Dubieé et al. 2006)

(vgl. Unterkapitel Artspezifische Prozesse). Abbildung 19 zeigt, dass insbesondere die Fläche von nackten oder wenig bewachsenen Auenflächen sehr gering ist.



Grafik 3: Verteilung der Auengebiete und Formationen nach biogeographischen Regionen (Gonseth et al. 2001)

Abbildung 19: Anteil verschiedener Vegetationstypen an der Auenfläche nationaler Bedeutung und ihre Verteilung auf die Biogeographischen Regionen (Auenberatungsstelle (Red.) 2008).

Dank ihrer Komplexität und dank einem reichen Nahrungsangebot zählen Auen zu den artenreichsten Gebieten (Broggi & Schlegel 1989). So kommen 40 % der Pflanzen- und Tierarten der Schweiz in Auen vor (Ismail et al. 2009). Bis zu 50 Vogelarten mit mehr als 150 Paaren pro 10 ha könnten in den Auenwäldern der Schweiz brüten (Mollet et al. 2006).

Die notwendige Flächengrösse für einzelne Arten ist abhängig von der Habitatsqualität. So ist z.B. die Raumnutzung durch Kröten (*Bufo bufo, Bufo viridis*) stark vom Angebot an Schwemm-/Totholz beeinflusst (Indermaur & Schmidt 2011). Die Flächenansprüche gewisser Arten decken auch die Bedürfnisse von anderen. Ein solches Beispiel ist der Biber *(Castor fiber)*. Er gilt als *„Lebensraum Ingenieur*" wie auch als *„keystone*" *Art* für Gewässer-Ökosysteme (Caro 2010). Sein Aktionsraum beschränkt sich normalerweise auf einen schmalen Streifen entlang des Gewässers. So liegen 90% der Konflikte, in denen Biber in Bayern involviert waren weniger als 10 m vom Gewässer entfernt (Schwab 2009). **Ein Uferstreifen von 20 m wird empfohlen**, damit der Biber sicher nicht auf benachbarte Nutzflächen ausweicht und damit auch andere Arten vom Uferraum profitieren (Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) 2009). Mit der Ausscheidung und Umsetzung des Raumbedarfs von Fliessgewässern in der Schweiz gemäss Abbildung 15 liessen sich somit ebenfalls die meisten Konflikte mit Bibern verhindern.

Die Aktivitäten des Bibers wirken sich aus Sicht der Biodiversität in vieler Hinsicht positiv auf Gewässer- und Uferlebensräume aus. Strukturvielfalt und Dynamik nehmen zu (Angst 2010), die lebensraumtypischen Artenzusammensetzungen und die Dominanzverhältnisse bei Pflanzen und Tieren werden deutlich positiv beeinflusst (Rosell et al. 2005; Dalbeck et al. 2007; Dalbeck 2009; Kemp et al. 2010; Meßlinger 2011).

Tabelle 17 zeigt den minimalen lokalen Flächenbedarf für eine zumindest kurzfristige Ausbildung einzelner Vegetationstypen. Für eine langfristige regionale Erhaltung eines Lebensraumtypes mit der dazu notwendigen Lebensraumdynamik sind grössere Flächen notwendig (Abbildung 12). Ebenso braucht es für lokale Populationen von Tieren und teilweise schon für einzelne Brutpaare wie z.B. den Flussuferläufer grössere Flächen (Schmid et al. 2010).

Gemäss der IKSR (2006) liegt die benötigte Mindestfläche an **natürlich geprägten Schlamm-, Sand- oder Kiesbänken zwischen 20 und 40 ha für Vögel und bis 100 ha für kleine Säugetiere.** Dies wird für Einzelflächen in der Schweiz auch unter natürlichen Verhältnissen kaum erreicht. Der Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) (2009) empfiehlt, dass ein **Auen-Kernbiotop mindestens eine Fläche von 1 bis 10 km²** aufweisen sollte, um für viele Auenarten einen geeigneten Lebensraum zu bieten. Dabei müssen aber auch die topographischen/geologischen Gegebenheiten berücksichtigt werden, die teilweise eine solche Ausdehnung gar nicht ermöglichen. Auch Reichholf-Riehm (1993) kommt zum Schluss, dass für funktionstüchtige **Auwälder mit repräsentativem Artenspektrum Mindestflächen von 80-100 ha** notwendig sind, wenn kein flächiger Zusammenhang mehr gegeben ist.

In der Schweiz bilden die Auenobjekte von nationaler Bedeutung die Kerngebiete/Hotspots für die Biodiversität der Auen (Abbildung 20). Die meisten Objekte des Aueninventars liegen aber in der Grössenklasse von 10-50 ha (Abbildung 21), d.h. sie sind nicht einmal 0.5 km^2 gross.

Abbildung 20: Objekte des Aueninventars, Stand 2008 (BAFU 2008).

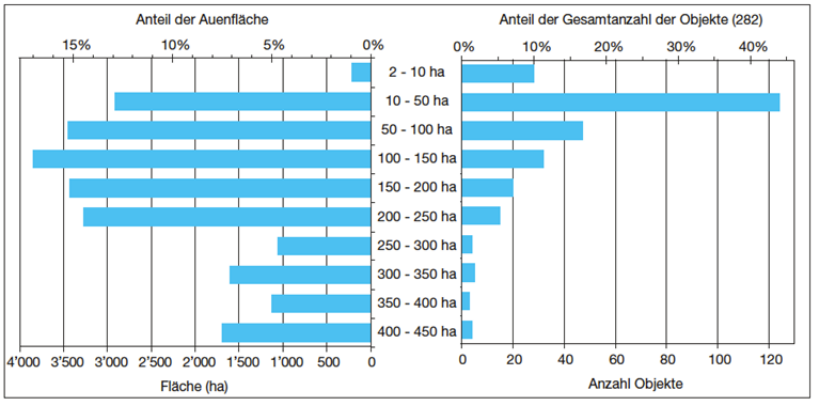


Abbildung 21: Verteilung der Auengebiete nach Flächenklassen (Auenberatungsstelle (Red.) 2008).

Das heisst aber nicht, dass kleinere Flächen nicht auch wertvoll sein können. So wurden im Schweizer Aueninventar Gebiete aufgenommen, die an natürlichen oder naturnahen Gewässern eine Mindestfläche von 2 ha und an korrigierten Gewässern 5 ha aufweisen.

Trotzdem genügt die vorhandene intakte Auenfläche vermutlich nicht, um die Biodiversität der Auen zu erhalten (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage). Müller-Wenk et al. (2004) führen die Gefährdung von 153 für Auen typischen Gefässpflanzenarten der Schweiz vorwiegend auf den Flächenverlust von ca. 62.7 % (95% Vertrauensintervall 51.8 – 69.6 %) der Auenfläche zurück (bzw. ca. 90 % falls nur die Landfläche betrachtet wird). Sie schätzen mittels Arten-Areal-Kurven, dass rund **60'000 ha** der potenziellen Auenfläche renaturiert werden müssten, um 80% der für Auen typischen aktuell gefährdeten Gefässpflanzenarten von der Gefährdung zu befreien.

Für das Alpengebiet identifiziert der WWF einerseits die ökologisch wertvollsten Fliessgewässer und andererseits Abschnitte mit dem grössten Revitalisierungs-Potenzial. Erste Resultate liegen voraussichtlich im 2013 vor (pers. Mitteilung W. Wagner, WWF).

Kleine Fliessgewässer

Kleine Fliessgewässer machen den Grossteil des gesamten Gewässernetzes aus (Tabelle 20). 49% des gesamten Gewässernetzes der Schweiz weisen die Flussordnungszahl 1 auf und ca. 63% aller Gewässer sind weniger breit als 2 m (Zeh Weissmann et al. 2009). Kleine Fliessgewässer weisen oft hohe Biomassen und Individuenzahlen von Fischen auf und sind wichtig für ihre Reproduktion (Peter 2009b). Die Fisch-Artenzahl nimmt aber mit zunehmender Flussordnungszahl bzw. Distanz zur Quelle normalerweise zu (Matthews 1998). Aufgrund ihrer Vielzahl und Dichte sowie ihrer Verzahnung mit Landlebensräumen sind kleine Fliessgewässer geeignete Ausbreitungskorridore für viele Artengruppen.

Tabelle 20: Länge von Gewässerabschnitten nach Flussordnungszahlen (FLOZ) und Abschnitten <2m Breite sowie ihre Anteile am Gewässernetz GWN (leicht verändert nach Zeh Weissmann et al. 2009).

FLOZ	Länge [km]	% vom GWN	Länge <2m breit [km]	Anteil <2m breit
1	32187	49	28003	87
2+3	23643	36	12058	51
4-9	9618	15	1058	11
GWN	65448	100	41119	63

Botschaft

- Die aktuelle Gesamtfläche der intakten Fliessgewässerauen in der Schweiz genügt nicht, um ihre Biodiversität zu erhalten. Bei gleichbleibender Fläche muss mit dem Verlust von Arten gerechnet werden.
- Die meisten Auenobjekte von nationaler Bedeutung sind zu klein, um ein repräsentatives Artenspektrum zu beherbergen. Für Auenkernbiotope werden Minimal-Flächen von mehr als 1km^2 empfohlen, für intakte Auenwälder alleine mehr als 80 ha.

Populationsgenetik

Die genetische Differenzierung von Populationen ist je nach Art und räumlicher Skala unterschiedlich. So fanden Monaghan & Spaak (2002) je nach Art von Makroinvertebraten eine genetische Differenzierung innerhalb eines Fliessgewässers und zwischen Einzugsgebieten (Rhein, Inn, Ticino) oder nur zwischen Einzugsgebieten oder gar keine. Gemäss Alp et al. (2011, 2012) ist die genetische Vielfalt von Populationen bei Gewässer-Arten mit schwacher Ausbreitungsfähigkeit, wie z.B. dem Bachflohkrebs, von ihrer Lage im Fluss abhängig. Die genetische Vielfalt nimmt flussabwärts und mit zunehmender Anzahl einmündender Seitengewässer zu. Bei der Eintagsfliege *Baetes rhodani* mit guter Ausbreitungsfähigkeit und einer flugfähigen Adultphase wurde hingegen eine gleichmässig ausgeprägte genetische Vielfalt im Verlauf desselben Fliessgewässers gefunden.

Auch bei wenig mobilen Fischarten wie der Groppe (*Cottus gobio*) sind innerhalb eines Fliessgewässers deutliche genetische Unterschiede feststellbar, die mit der Distanz signifikant zunehmen (Junker et al. 2012). Zudem wurde für Groppen und Bachforellen (*Salmo trutta*) festgestellt: Barrieren im Fluss schränken die Ausbreitung und somit den Genfluss flussaufwärts ein und führen dadurch zu einer genetischen Differenzierung und zu einer tendenziell geringeren genetischen Variabilität von Subpopulationen oberhalb von Barrieren (WSL (ed) 2012; Junker et al. 2012).

Insbesondere in verschiedenen Einzugsgebieten unterscheiden sich Populationen von Fischarten genetisch teilweise deutlich; so finden sich genetische Unterschiede zwischen den ursprünglichen Forellenpopulationen (*Salmo trutta*) in den vier Haupteinzugsgebieten der Schweiz (Largiadèr & Hefti 2002; Keller et al. 2011). Ebenso werden für die Nase (*Chondrostoma nasus*) mindestens vier eigenständige Populationen vermutet (Vonlanthen 2011). Der Doubs weist gegenüber dem Rest der Schweiz genetisch gesehen eigenständige Populationen auf, wie dies zum Beispiel bei der Groppe (*Cottus gobio*) (Zbinden et al. 2004) oder der Forelle (*Salmo trutta rhodanensis*) nachgewiesen ist. Bei der Äsche trifft dies ebenfalls zu (Largiadèr & Hefti 2002). Für diese Art sind sogar genetische wie auch Verhaltensunterschiede zwischen Populationen in Seeausflüssen und den folgenden Fliessgewässer nachgewiesen worden (Kirchhofer et al. 2002). Weitere Studien sind am Laufen (Ansprechperson Daniel Hefti, BAFU).

Gemäss Laikre (1999) ist die Erhaltung lebensfähiger Populationen von Bachforellen in den verschiedenen Einzugsgebieten und Gewässern notwendig, um die genetischen Besonderheiten der Populationen nicht zu verlieren.

Botschaft	
	• In verschiedenen Einzugsgebieten und teilweise bereits innerhalb eines Fliessgewässers können sich Populationen von Gewässerorganismen genetisch unterscheiden. • Um die genetische Vielfalt von Fischen zu erhalten, ist die Sicherung lebensfähiger Populationen in den verschiedenen Einzugsgebieten und teilweise sogar in mehreren einzelnen Gewässern nötig. • Natürliche wie auch künstliche Barrieren können den Genfluss zwischen Populationen einschränken und führen so zu einer genetischen Differenzierung und teilweise zu einer Verringerung der genetischen Variabilität innerhalb von Populationen.

Ökosystemleistungen

Grundsätzlich nimmt der ökologische Wert sowie die Quantität und Qualität vieler erbrachter Ökosystemleistungen von Auen mit wachsender Flächengrösse zu (Broggi & Schlegel 1989).

Erholung und Tourismus

Fliessgewässer sind besonders beliebt für die Erholungssuche. Infolge von Revitalisierung nimmt ihre Nutzung häufig zu (Woolsey et al. 2007). Die Studie von Arnold et al. (2009) sowie sechs weitere darin zitierte Studien (je drei in der Schweiz und im Ausland) zeigen, dass ein Grossteil der Bevölkerung strukturreiche und naturnahe Fliessgewässer als wertvoll und attraktiv einschätzt. Besonders wichtig ist dabei, dass die persönlichen Erholungsbedürfnisse gedeckt werden können. Ca. ein Drittel der Befragten findet es auch wichtig, dass einzelne Teilgebiete von revitalisierten Flussabschnitten nicht erschlossen bzw. nicht zugänglich sind.

Hochwasserschutz

Naturnahe und morphologisch vielgestaltige Fliessgewässer puffern extreme Hochwasser (Scheidegger et al. 2012). Das Hochwasserrisiko steigt, wenn grosse ehemalige Auenflächen entwässert werden. Je kleiner die Auenfläche, desto geringer ist das Hochwasser-Aufnahmevermögen und desto näher ist normalerweise das Kulturland und dessen Gefährdung durch Hochwasser (Broggi & Schlegel 1989)**.** So floss im Rhein eine Hochwasserwelle 1955 in 64 Stunden von Basel nach Karlsruhe. Heute nach Begradigungen und der Trennung von natürlichen Überschwemmungsgebieten vom Fluss braucht eine Hochwasserwelle nur noch 23 Stunden[4]. Der Flächenbedarf, um den Hochwasserschutz entlang der Fliessgewässer in der Schweiz zu gewährleisten, wird im Unterkapitel Prozesse beschrieben.

Abbau von Nähr- und Schadstoffen

Die Ökosystemleistung des Abbaus von Nähr- und Schadstoffen ist wichtig, um die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers sicherzustellen und somit Trinkwasseraufbereitungskosten einzusparen (Hartmann et al. 2008; EAWAG (Hrsg.) 2009) (vgl. Kapitel 4.4 Grundwasser). In präventiver Weise ist der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in Gewässer zu minimieren (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik).

Besonders effizient in der Rückhaltung und im Abbau von Nährstoffen sind Auen (Tockner & Stanford 2002; Mayer et al. 2007) Bei tiefen Fliessgeschwindigkeiten in überschwemmten Bereichen werden Sedimente abgelagert und damit partikulär gebundene Nährstoffe dem Wasser entzogen. Nitrat wird zudem in Auenböden denitrifiziert. Die Nährstoffretention in einem Gebiet ist stark von der Überflutungsdauer und der Fläche abhängig und beträgt gemäss Bundesamt für Naturschutz (2010) 0.2 - 2 kg N/ha und 0.2 - 1.2 kg P/ha.

Botschaft	
	• Ein Grossteil der Bevölkerung erachtet naturnahe und strukturreiche Fliessgewässer als wertvoll und attraktiv. • Um den Hochwasserschutz entlang der Fliessgewässer zu gewährleisten, sind 860 km^2 Uferraum, wovon aktuell rund 220 km^2 fehlen und die Fläche der Fliessgewässersohle von ca. 317 km^2 notwendig. • Dieser Raumbedarf sichert zudem viele ökologische Funktionen der Fliessgewässer, bietet bei guter Qualität Lebensraum für die Lebensgemeinschaften der Uferbereiche und minimiert den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen.

[4] http://www.bfn.de/0324_hochwasserschutz1.html.

ExpertInnenumfrage

Die aktuelle Qualität der Fliessgewässerauen im Tiefland wird im Mittelland von 100%, im Jura von ca. 60% und in den Alpenregionen von 60-70% der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt (Tabelle 21). Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. Je nach Region erachten 88-100% der ExpertInnen die aktuelle Fläche der Fliessgewässerauen im Tiefland als zu klein. Sie schätzen im Mittel, dass je nach Region fast eine Verdoppelung bis zu mehr als einer dreifachen Zunahme der aktuellen Fläche notwendig wäre, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Eine Zunahme der aktuellen Fläche von 23'300 ha (Tabelle 15) um 225% ergibt eine **notwendige Fläche der Fliessgewässerauen von ca. 76'000 ha**.

Die Qualität der alpinen Auen wird in allen Regionen von mehr als 60% der ExpertInnen als genügend eingestuft. Die aktuelle Fläche wird aber je nach Region von 60-85% der ExpertInnen als zu klein eingeschätzt. Im Mittel schätzen sie, dass je nach Region eine Zunahme der aktuellen Fläche um 22-72% der Fläche notwendig ist.

Der aktuelle Anteil natürlicher/naturnaher Fliessgewässerabschnitte am Gewässernetz wird im Jura, im Mittelland und in der Alpennordflanke von 100% der ExpertInnen und in den übrigen Regionen von 78-94% als zu gering eingeschätzt. Je nach Region schätzen sie im Mittel, dass eine knapp zwei- bis dreieinhalbfache Zunahme des Anteils natürlicher/naturnaher Fliessgewässerabschnitte notwendig ist, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Die im Mittel als notwendig eingeschätzten Zunahmen würden den Anteil natürlich/naturnaher Fliessgewässerabschnitte teilweise auf über 100% des Gewässernetzes erhöhen (vgl. Unterkapitel Lebensraumporträt). Dies könnte darauf hindeuten, dass die ExpertInnen „natürlich/naturnah" gemäss der Methode Ökomorphologie Stufe F als ungenügend betrachten, um ein Fliessgewässer als natürlich/naturnah bezeichnen zu können.

Tabelle 21: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Fläche der Fliessgewässerauen im Tiefland (a) oder der alpinen Auen (b) als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachteten Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes), n = Anzahl Antworten.

a)

Fliessgewässerauen im Tiefland	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	87.5	32	100.0	225 (±41)	26
Jura	59.1	22	90.5	108.2 (±24.0)	15
Mittelland	100.0	34	100.0	251.0 (±47.7)	26
Alpennordflanke	75.0	28	95.2	144.3 (±38.6)	18
Westl. Zentralalpen	68.2	22	95.0	135.4 (±43.6)	16
Östl. Zentralalpen	63.6	22	88.9	124.7 (±46.3)	15
Alpensüdflanke	73.1	26	89.5	87.8 (±25.4)	16

b)

Alpine Auen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	36.7	30	84.6	69 (±20)	19
Alpennordflanke	34.6	26	76.5	57.0 (±20.9)	16
Westl. Zentralalpen	34.8	23	80.0	28.7 (±9.4)	14
Östl. Zentralalpen	31.8	22	62.5	22.0 (±9.0)	13
Alpensüdflanke	22.7	22	62.5	72.0 (±49.0)	13

Tabelle 22: Anteil der ExpertInnen [%], die den aktuellen Anteil von ökomorphologisch natürlichen/naturnahen Fliessgewässerabschnitten am Gewässernetz als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachtete Zunahme des Anteils (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler), n = Anzahl Antworten.

Anteil von natürlichen/naturnahen* Fliessgewässerabschnitten am Gewässernetz	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	100.0	182 (±38)	26
Jura	100.0	98.2 (±20.5)	18
Mittelland	100.0	265.8 (±47.7)	27
Alpennordflanke	100.0	102.2 (±21.6)	19
Westl. Zentralalpen	94.4	118.6 (±39.2)	17
Östl. Zentralalpen	77.8	88.9 (±24.6)	14
Alpensüdflanke	88.9	165.0 (±49.5)	17

* gemäss Ökomorphologiestufe F

Botschaft

- In allen Regionen wird die Qualität der Fliessgewässerauen von mehr als der Hälfte der ExpertInnen als ungenügend erachtet.
- ExpertInnen schätzen im Mittel, dass je nach Region fast eine Verdoppelung bis zu mehr als einer dreifachen Zunahme der Fläche der Fliessgewässerauen notwendig ist.
- Die Qualität der alpinen Auen wird in allen Regionen von mehr als 60% der ExpertInnen als genügend eingeschätzt, ihre Fläche wird aber vom Grossteil als zu klein betrachtet.
- Der Anteil natürlich/naturnaher Fliessgewässerabschnitte am Gewässernetz ist auf Ebene der Schweiz gemäss allen ExpertInnen zu gering.

Gesamter Flächenbedarf

Fliessgewässer und Uferbereich

Um die ökologischen Funktionen und den Hochwasserschutz zu gewährleisten, ist schweizweit die **Fläche der Fliessgewässersohle von 317 km^2** und ein **Raum im Uferbereich der Fliessgewässer von 860 km^2** (ohne grösste Flussabschnitte) notwendig. **Von letzterem fehlen 220 km^2**. Zudem mangelt es vielen Gewässerabschnitten an Qualität. Die Abflussdynamik, der Geschiebehaushalt und die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser weisen grosse Defizite auf. Alle befragten ExpertInnen (n=26) schätzen, dass der Anteil natürlich/naturnaher Fliessgewässerabschnitte am Gewässernetz der Schweiz zu klein ist, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Gemäss ökomorphologischen Kartierungen besteht ein Revitalisierungsbedarf **für rund 10'800 Gewässerkilometer** und bei rund 50'000 künstliche Hindernissen in den Fliessgewässern. Zudem mangelt an Strukturen in den Fliessgewässern.

Auen

Der oben erwähnte Raumbedarf im Uferbereich (max. 15 m Breite) ist an Auenstandorten zu gering, um die Lebensgemeinschaft der Auen langfristig zu erhalten. Zudem wurden sehr grosse Flussabschnitte mit den potenziell grössten Auen bei der Abschätzung nicht berücksichtigt. Studien und Rote Listen zeigen, dass die verbliebene Auenfläche, ihre Dynamik und Qualität nicht genügen, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen der Auen zu erhalten. 26 ExpertInnen schätzen, dass mehr als eine Verdreifachung der aktuellen Fläche der Tieflandauen von ca. 233 km^2 notwendig ist. Dies ergibt eine **Fläche von ca. 760 km^2 an Fliessgewässerauen im Tiefland**. Für die Erhaltung von 80% der auenabhängigen Gefässpflanzenarten schätzt ein Bericht eine Fläche von 600 km^2. Prioritär ist aber die Bestandessicherung und Revitalisierung aller noch bestehenden Auengebiete und -fragmente. Um ein repräsentatives Artenspektrum zu beherbergen, werden für einzelne Kernbiotope von Auen Flächengrössen von mehr als 1 km^2 empfohlen. Ein Grossteil der Auen von nationaler Bedeutung in der Schweiz ist jedoch kleiner.

Anordnung im Raum

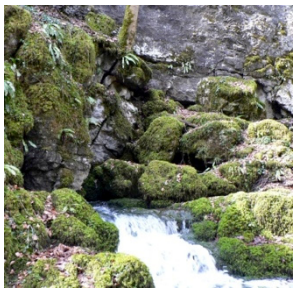
Für kartierte Fliessgewässer ist bekannt, wo ein Handlungsbedarf bezüglich der Qualität der Fliessgewässerstruktur und dem Raumbedarf im Uferbereich besteht, um die Hochwassersicherheit und die ökologischen Funktionen der Fliessgewässer zu gewährleisten (*Abbildung 14*). Ebenso sind Gewässerstrecken mit Defiziten im Geschiebehaushalt (Abbildung 13) und mit gewässerökologisch problematischen Schwall-/Sunk-Ereignissen identifiziert. Ein qualitativ guter Zustand der Fliessgewässer und Auen ist unerlässlich, um Populationen von Gewässerorganismen in den verschiedenen Einzugsgebieten zu erhalten. Letzteres ist wiederum notwendig, um die genetische Diversität einer Art zu bewahren.

Die Auenobjekte von nationaler Bedeutung bilden die Kerngebiete/Hotspots für die Biodiversität der Auen in der Schweiz (Abbildung 20). Ein ökomorphologisch natürlich/naturnaher Zustand der Fliessgewässer innerhalb dieser Objekte ist prioritär. Um den Austausch zwischen Populationen in den verschiedenen Auengebieten zu gewährleisten, sind durchgängige Fliessgewässerabschnitte und Uferbereiche (vgl. Raumbedarf) zwischen den Auengebieten unerlässlich. Eine besonders wichtige Rolle nimmt dabei die Durchlässigkeit der Zusammenflüsse von Gewässern ein. Ein Grossteil der Auen von nationaler Bedeutung ist jedoch voneinander isoliert und auch die Austauschprozesse innerhalb der Auen sind eingeschränkt.

4.3 Quellen

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)
1.3 Quellen und Quellfluren
1.2.4 Obere Forellenregion
Der Lebensraum Grundwasser wird im Kapitel 4.4 behandelt.



Ausdehnung/Häufigkeit
Gemäss einer Analyse des BAFU auf Grundlage von 1:25'000er Karten existieren in der Schweiz (Stand 2007) mehr als 108'724 Gewässerabschnitte mit der Flussordnungszahl 1 nach Strahler (Gewässeranfang). Dies würde im schweizweiten Durchschnitt ca. 2.6 Gewässeranfängen bzw. Quellbäche pro km^2 entsprechen, wobei in vielen Gebieten mit einer viel höheren Dichte gerechnet werden muss (BAFU 2007b). Über den Zustand der Gewässeranfänge und anderer Quelltypen (Tabelle 23) sind damit aber keine Aussagen möglich. Bereits 1884 waren im Mittelland mehr als die Hälfte aller Quellen gefasst bzw. verbaut. Falls man die ursprüngliche Quelldichte als Basis legt, so waren **1990 nur noch rund 0.5% der endorheischen Quellen**[5] **im Mittelland ungefasst** (Verlust von mehr als 90%), und auch bei den unverbauten Gewässeranfängen ist nicht mit mehr zu rechnen (Zollhöfer 1997). Grosse, wenn auch etwas geringere Verluste weist der Jura auf.

Tabelle 23: Häufigkeiten von verdolten und endorheischen Quellen[1] sowie Gewässeranfängen im Mittelland und Jura anhand von Regionen im Kanton Aargau (Zollhöfer 1999).

	Mittelland*			**Jura***		
	verdolt	**Gewässer-anfang**	**Endorheisch**	**verdolt**	**Gewässer-anfang**	**Endorheisch**
Häufigkeit um 1884 [1/km^2]	14.3			4.5		
	9.4	2.2	2.7	1.3	1.2	2.1
Häufigkeit um 1990 [1/km^2]	8.4			1.5		
	7.9	0.4	0.1	0.25	0.9	0.35

* Die Landeskarten 1:25'000 von Schöftland bzw. Frick im Kanton Aargau wurden stellvertretend für das Mittelland bzw. den Jura verwendet.

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	**Regenerierbarkeit**
Sicker- und Sumpfquellen (Helokrenen)	kaum regenerierbar (>150 Jahre, teils unvollständig)
Tümpelquellen (Limnokrenen)	
Fliessquellen (Rheokrenen)	bedingt regenerierbar (<15 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)

Zustand
Die meisten der im Mittelland und Jura noch verbliebenen Quellen weisen einen schlechten biologischen und strukturellen Zustand auf. Gemäss Zollhöfer (1999) sind die häufigsten Ursachen der Beeinträchtigung: Absenken des Grundwasserspiegels, Fassungen und Entwaldung, Beweidung und hohe Wilddichten. Im Alpenraum ist der Zustand der Quellen noch relativ gut (Lubini et al. 2010a).

Quellen zählen insbesondere bezüglich der Gefährdung von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen zu den am stärksten betroffenen Lebensräumen (Lubini et al. 2012). Methoden zur Erfassung und Bewertung von Quellen (Lubini et al. 2010b) sowie Massnahmen zur Verbesserung des Zustandes einzelner Quellen sind bekannt (Rüetschi et al. 2012).

[5] endorheisch: Quellen die nicht in einen Quellbach münden, sondern nach kurzer Zeit wieder versickern.

Schutz
Mit Ausnahme von Quellen die allenfalls innerhalb von Objekten der Bundesinventare (insbesondere Auen und Moore) liegen, existieren keine national geschützten Quellen.

Lebensraumdynamik

Der lokale Flächenbedarf der Quellen ist vorwiegend durch Prozesse (z.B. Wasserhaushalt, Ausbildung der Quellstruktur, Gefährdungsfaktoren) bestimmt. Denn der Flächenbedarf der meisten Arten und ihrer Populationen, die in Quelllebensräumen vorkommen, ist sehr gering (Zechmeister 1994 sowie Tabelle 25).

Beim Quellaustritt ist **Raum für die Entwicklung der natürlichen Struktur** der Quelle notwendig. Des Weiteren ist die Wasserversorgung der Quelle zu gewährleisten, weshalb das **Einzugsgebiet der Quelle** nicht geschädigt werden darf. Mit Pufferzonen können diverse schädigende Einflüsse der näheren Umgebung vom Quellbereich ferngehalten werden.

Typisierung der Quellen
Die Quelllebensräume weisen eine enorme Vielgestaltigkeit auf. Sie unterscheiden sich je nach Höhenlage und Klima, hydrogeologischen Verhältnissen und der Umgebung stark (Pott & Remy 2008). Da sowohl geologische als auch biologische allgemeingültige Quelltypisierungen Schwierigkeiten mit sich bringen, ist eine Einteilung gemäss der morphologischen Struktur des Wasseraustritts in drei Typen gemäss Steinmann (1915) und Thienemann (1924) am Verbreitesten:

- Fliessquellen (Rheokrenen, Sturzquellen), z.B. Kalksinterterrassen
- Sumpfquellen (Helokrenen, Sickerquellen), z.B. in Hangmooren
- Weiherquellen (Limnokrenen, Tümpelquellen), z.B. in Auen

All diese Quelltypen können entweder den Beginn eines Fliessgewässers bilden oder nach kurzer Distanz wieder versickern (endorheische Quellen). Bezüglich der Lebensgemeinschaft der Quellen ist eine weitere Unterscheidung in Quellen mit kalkreichem und kalkarmem Wasser sinnvoll.

Zollhöfer (1997) stellt fest, dass Übergänge zwischen diesen Typen weit verbreitet sind. Er schlägt darauf basierend und gemäss einer Untersuchung von 39 Quellen eine Unterteilung der Fliessquellen in fünf (bis sechs) Untertypen für das Schweizer Mittelland und den Jura vor (Tabelle 25). Delarze & Gonseth (2008) unterscheiden aufgrund der Struktur und der vorkommenden Arten folgende Typen: Überrieselte Flächen (Quellen ohne Vegetation, 1.3.0), drei Quelltypen mit Vegetation (1.3.1-1.3.3, Adiantion, Cratoneurion, Cardamino-Montion) sowie die obere Forellenregion (1.2.4, Dermatocarpion).

In den Alpen (Graubünden: Churwalden, Vaz/Obervaz, Parpan) ordnete Weber (2006) 51 kartierte Quellen 12 Typen gemäss dem Bayrischen Quelltypenkatalog (Büttner et al. 2008) zu.

Wasserhaushalt
Quellen bilden aufgrund ihrer Übergangslage zwischen Grundwasser, Oberflächengewässer und Land ein spezielles Ökosystem (Barqui & Scarsbrook 2008). Charakteristisch für die meisten Quelllebensräume sind die relativ konstanten Umweltbedingungen aufgrund des Grundwassereinflusses (Ausnahme Quellen in Karstgebieten). Wesentlich für die Lebensgemeinschaft der Quellen ist die Wasserschüttung und der Chemismus des Wassers (Ilmonen 2008). Aktivitäten im Einzugsgebiet der Quellen, die den Wasserhauhalt oder die Wasserqualität beeinflussen, können sich deshalb direkt auf Quellen auswirken. Dies ist insbesondere in Gebieten mit Karstgrundwasserleitern der Fall, wo sich die **Einzugsgebiete von Quellen bis zu ca. 200 km^2** erstrecken (Boschi et al. 2003). Das Grundwasser spielt für Quellen eine überragende Rolle. Wie bei Fliessgewässern ist für das Management deshalb ein Einzugsgebietsmanagementansatz zu wählen.

Quellbereich
Um den Flächenbedarf zu bestimmen, muss zuerst bekannt sein, was alles zum Quellbereich gehört. Vorschläge für die Abgrenzung bzw. Zonierung von Quellen wurden aufgrund von Temperaturunterschieden (vgl. untenstehend), der Funktion und der Struktur (Tabelle 24) sowie der Biologie (vgl. Unterkapitel Arten) gemacht.

Von Fumetti (2008) diskutiert verschiedene Zonierungsansätze. Die Überschreitung einer jährlichen Temperaturamplitude von 5°C (von einem Autor als Ende des Krenals gewählt) wird bei gewissen

Quelltypen, insbesondere Quellen in hohen Lagen (Döring 2002), schon beim Quellaustritt überschritten. Dies gilt deshalb höchstens für konstant schüttende Quellen, die von tiefen Grundwasserleitern gespiesen werden (Von Fumetti 2008). Erman & Erman (1995) wählten für ihre Studie die Grenze zwischen Eukrenal (eigentliche Quelle) und Hypokrenal (Quellabfluss) dort, wo sich die Temperatur im Vergleich zum Quellaustritt mehr als 2°C unterscheidet. Je nach Quelle variiert aber auch diese Grenze im Jahresverlauf teilweise stark (Erman & Erman 1995; von Fumetti et al. 2007). Ein genereller Raumbedarf lässt sich mit solchen Temperaturgrenzen deshalb nicht zuverlässig abgrenzen.

Von Fumetti (2008) untersuchte die longitudinale Verteilung von Makroinvertebraten-Gesellschaften in ungestörten rheokrenen Quellen (1-2 m^2, 50 L/s) im Nordwesten der Schweiz. Aufgrund der hauptsächlichen Veränderung in der Artengemeinschaft zwischen 5-10 m zieht sie eine Grenze zwischen Eukrenal (Quellregion) und Hypokrenal (Quellbach) rheokrener Quellen im Jura bei **mindestens 5 m entfernt vom Quellaustritt** oder dort, wo die Wassertemperatur mehr als 1°C von der Wassertemperatur beim Quellaustritt abweicht.

Die vielen Einflussfaktoren, der Übergang zwischen Wasser und Land, die im Jahresverlauf teilweise schwankende Ausdehnung und die unterschiedlichen Quelltypen erfordern für die lokale Flächenabgrenzung der Quellen/Quellbereiche ein flexibles Vorgehen. Die offensichtlichsten Abgrenzungen sind „*sprunghafte Übergänge wie stark nachlassende Versinterungserscheinungen*" (Zollhöfer 1997).

Raumbedarf

Boschi et al. (2003) erwähnen einen Raumbedarf pro Quelle **von ca. 10 m^2 im Wald und 80 m^2 in intensiv genutzten Landwirtschaftsland**. Einerseits hängt der Raumbedarf von der Ausbildung der Quelle selbst ab (Fläche der Struktur), andererseits von der umgebenden Nutzung und den Standortfaktoren (Fläche der Pufferzone) (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen, Pufferzonen). Differenzierter listen ebenfalls Boschi et al. (2003) sowie andere Autoren den geschätzten Raumbedarf für verschiedene Quellzonen auf (Tabelle 24). Weitere Hinweise für die Erhaltung von Quelllebensräumen finden sich in Rüetschi et al. (2012).

Tabelle 24: Raumbedarf verschiedener Quellzonen, ergänzt nach Boschi et al. (2003).

Zweck	Zonierung	Radius um Quelle [m]	Fläche [m^2]*	Bemerkung/Literatur
Ausbildung der Quellstruktur	Hanglage	0.2 - 1	0.1 - 3	(Boschi et al. 2003)
	Ebene	4 - 5	50 - 80	
Erhaltung des Lebensraumes	Oberlauf	Länge: 5	100 (seitl.+oberhalb)	(Von Fumetti 2008);vgl. Unterkapitel Arten
	Unterlauf	Länge: 8	80	(Boschi et al. 2003)
	Minimaler Uferbereich	5	300	(Boschi et al. 2003), (Hotzy & Römheld 2008); gegen Trittschäden auf Weiden, auch für Wald
Förderung eines standortgerechten Artenreichtums	Uferbereich	15	700	(Boschi et al. 2003), Sukzession zulassen, keine Nutzung
Pufferzone gegen den Eintrag von Nährstoffen	Uferbereich und angrenzende Lebensräume	10-40 m um Uferbereich von 15 m	Uferbereich + Pufferzone 3850 - 9500	(Boschi et al. 2003) je nach Art und Intensität der angrenzenden Nutzung sowie der Neigung
		10 breit, 20 lang	200	(Zollhöfer 1997)
		20 (-50)	Je nach Flächengrösse, min. 1260 (-7850)	Maximalwerte für Quellmoore (Hotzy & Römheld 2008)
		20-40	Je nach Flächengrösse, min. 1260	(Marti et al. 1997a)

* vereinfacht geschätzt über Kreisformel $A = \pi r^2$ oder Flächenformel für Rechteck.

Insbesondere im Alpenraum weisen viele Quellen eine grössere Ausdehnung auf. So variiert die Fläche der Quellbereiche bei fünf untersuchten Standorten im Schweizer Nationalpark zwischen **grossräumigen Wasserkomplexen von 680 m^2 bis zu Quellen, die ihre Struktur auf weniger als 16 m^2** ausbilden (Döring 2002). Von 51 von Weber (2006) gemäss dem Bayrischen Quelltypenkatalog kartierten Quellen in Graubünden (Churwalden, Vaz/Obervaz, Parpan) zwischen 1000 – 2875 m.ü.M. waren **vier Quellen kleiner als 5 m^2, 45 Quellen zwischen 5-50 m^2 und zwei Quellen zwischen 50-500 m^2** gross. Die versickernden Quellbäche wiesen Längen von **5 bis 400 m** auf.

Botschaft	
	• Der lokale Flächenbedarf von Quellen unterscheidet sich je nach Quelltyp und Umgebung. • Ohne Berücksichtigung von Quellmooren und des Einzugsgebietes von Quellen bewegt sich der lokale Flächenbedarf zur Erhaltung des Lebensraumes der meisten Quellen schätzungsweise um 100-300 m^2.

Artspezifische Prozesse

Ausbreitung und Besiedlung

Quellen sind für viele ihrer typischen Arten relativ isolierte Habitate (Zollhöfer 1999). Sie treten aber natürlicherweise je nach Region häufig auch in Gruppen auf, wo Grundwasserleiter an die Oberfläche treten (Gathmann et al. 2008).

Viele Invertebraten der Gewässer benötigen für ihre Ausbreitung die Hilfe von Vektoren wie andere Tiere oder den Wasserfluss (Bilton et al. 2001). Spezifisch für Quellen lassen sich folgende Besiedlungsarten unterscheiden (leicht ergänzt nach Zollhöfer 1997):

- Aufwärtswanderung entlang des Quellbaches (nicht bei Helokrenen)
- passiv aus dem Grundwasser
- aktiv über die Luft: flugfähige Altersphasen von gewissen Arten
- aktive Wanderung über Land (z.B. Feuersalamander)
- passiver Transport durch den Wind oder durch andere Organismen

Es gibt Hinweise, dass Arten in stabilen Habitaten im Vergleich zu solchen in instabilen Habitaten geringere Anpassungen bezüglich ihrer Ausbreitungsfähigkeit aufweisen (Hoffsten 2003; Murphy et al. 2010; Müller-Peddinghaus 2011). Somit wäre es insbesondere bei konstant schüttenden Quellen wichtig, dass die quellspezifischen Arten in einer möglichst natürlichen Häufigkeit vorkommen (vgl. Unterkapitel Arten).

Nach der Renaturierung von zwei alluvialen Quellbächen im Schweizer Mittelland, in deren näheren Umgebung (< 2 km) sich weitere Quellbäche befanden, wurde die Wiederbesiedlung untersucht und die Artenzusammensetzung mit einer natürlichen Referenzquelle verglichen (Zollhöfer 1999). Die Wiederbesiedlung erfolgte in den ersten Tagen hauptsächlich über das Grundwasser; auch die Ausbreitung bachaufwärts begann unverzüglich, erfolgte aber je nach Taxa unterschiedlich schnell. Nach 30 Tagen wurde die Besiedlung über den Luftweg zum dominanten Mechanismus (57 % der Taxa), auch wenn immer noch neue Arten übers Grundwasser oder bachaufwärts in die renaturierten Abschnitte gelangten.

Auch 5 Jahre nach der Renaturierung waren jedoch im Vergleich zur natürlichen Referenzquelle weniger als die Hälfte Taxa wieder eingewandert (Abbildung 22). Bei den Quellspezialisten handelte es sich dabei ausschliesslich um Arten, die auch in gestörten Quellen der Umgebung vorkamen.

Gemäss Müller-Peddinghaus (2011) und darin zitierten Studien variieren die Ausbreitungsdistanzen über den Luftweg aber je nach Art, Geschlecht und bevorzugter Ausbreitungsroute enorm. Des Weiteren beeinflusst auch die Lebensdauer eines Organismus das Ausbreitungsverhalten.

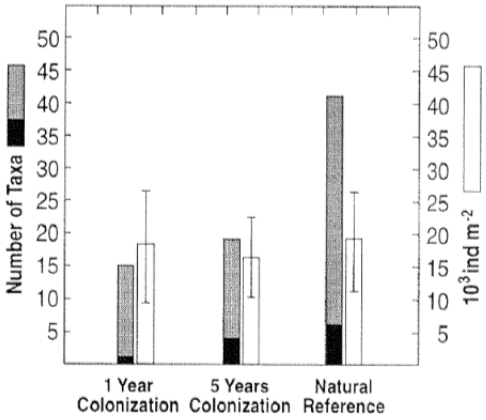


Abbildung 22: Anzahl Taxa und Dichten in zwei renaturierten und in einem natürlichen Quellbach. Die schwarzen Bereiche der Balken stehen für die Anzahl Quellspezialisten (Zollhöfer 1999).

Botschaft

- Die meisten Quelltypen gelten als relativ isolierte Habitate.
- Die Wiederbesiedlung von einmal beeinträchtigen Quellen mit quellspezifischen Arten braucht mehrere Jahre.

Arten und Lebensräume

Quellen weisen spezifische Artengemeinschaften und teils stark spezialisierte Arten auf. Dies wird verursacht durch den gleichzeitigen Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser, durch die für die meisten Quelltypen sehr konstanten Standortbedingungen und durch ihre Kleinflächigkeit und Isoliertheit. Schlüsselfaktoren für diese Lebensgemeinschaften sind die hydrogeologischen Verhältnisse, die Quellmorphologie, der Substrattyp und die Abflussmenge und -konstanz (Ilmonen et al. 2009).

Brunke, Hoehn, & Gonser (2003) beschreiben unterschiedliche Grundwasseraufstösse in zwei Auen am Brenno im Tessin. Diese unterschiedlich ausgeprägten Quellen waren unerlässlich für die Erhaltung vieler Auenhabitate und ermöglichten das Vorkommen mehrerer spezialisierter Arten.

Vegetation

Die Vegetation europäischer Quellen (Klasse Montio-Cardaminetea) wird von Zechmeister (1994) in sechs Verbände eingeteilt, wovon gemäss seinen Karten mindestens vier auch in der Schweiz auftreten:

- Adiantion = Wärmeliebende Quellflur
- Cratoneurion commutati = Kalkreiche Quellflur, Kalk-Quelltuff-Gesellschaften
- Dermatocarpion = Obere Forellenregion (Epirhitron)
- Cardamino-Montion = Kalkarme Quellflur, Silikatquellflur

Er stellt weder für das Dermatocarpion rivulorum noch für verschiedene Adiantion-Gesellschaften eine Zunahme der Artenzahl mit grösser werdenden Untersuchungsflächen fest. Eine leicht signifikante positive Korrelation zwischen Fläche und Moosen bzw. Gefässpflanzen stellte Spitale et al. (2009) in den südöstlichen Alpen in Norditalien fest.

Fauna

In den Quellen Mitteleuropas leben rund 1’500 verschiedene Tierarten (Brehm & Meijering 1990), wobei es sich hauptsächlich um Kleinorganismen handelt. Davon sind 465 Arten echte Quellspezialisten (krenobionten, krenophile), d.h. sie kommen nur oder hauptsächlich in diesen räumlich sehr begrenzten Lebensräumen vor. Für gewisse Taxa scheinen Quellbiotope eine überragende Rolle zu spielen. Es wird angenommen, dass 30% aller Wasser-Milben Europas in Quellhabitaten leben (Sabatino et al. 2003).

Makrozoobenthos Organismen bauen auch in kleinflächigen Habitaten wie Quellen hohe Populationsdichten auf (Tabelle 25). Insbesondere Moosteppiche und Helokrenen, wo das Grundwasser durch Detritus- oder Vegetationsschichten dringt und dadurch sumpfige Flächen mit wenig offenen Wasserstellen bildet, sind ausgesprochen reich an spezialisierten Invertebraten (Ilmonen 2008).

Tabelle 25: Besiedlungsdichten in verschiedenen Untertypen der Fliessquelltypen im Jura und Mittelland gemäss Zollhöfer (1997).

Makrozoobenthos	**Lineare Quellen**	**Gering und unversinterte Fliessquellen**	**Kalksinter-Fliessquellen**	**Karst-Fliessquellen**	**Alluvial-quellen (Giessen)**
Gammarum fossarum [Ind. /m^2]	200-1000	3000-6000	2000-5000	56	2000-5000
Ind. von anderen Taxa in ()		(200-1000)	(10-60)	(575)	(2000-6000)

In gewissen Studien wird gezeigt, dass die taxonomische Vielfalt in Quellen mit der Fläche der Quelle, dem Einzugsgebiet der Quelle, einer regelmässigen Wasserschüttung oder mit der Habitatsheterogenität zunimmt (Ilmonen 2008). Eine vergleichsweise geringere Artenvielfalt sowie ein Ersatz von Quellspezialisten mit unspezialisierten Arten wurde in durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigten Quellen festgestellt (Sabatino et al. 2003).

Ilmonen (2008) selbst zeigt für die auf Quellen spezialisierte Trichoptera-Art *Crunoecia irrorata*, dass ihre Anwesenheit in Quellen in Finnland am besten durch die Gesamtfläche von Helokrenen in einem Gebiet erklärt werden kann. Es ist also nicht nur die lokale Fläche wichtig, sondern auch die Häufigkeit der Quellen in einem Gebiet. Gemäss H. Wildermuth und D. Küry von der Schweizerischen Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz benötigen auf Quellen spezialisierte Libellen **2-4 ökologisch intakte Quellbiotope/km^2** im Wald oder im Offenland.

Verschiedene Autoren stellen fest, dass die Unterschiede der Quellfaunen verschiedener Regionen grösser sind als die Unterschiede verschiedener Quelltypen innerhalb einer Region (Zollhöfer 1997; Ilmonen et al. 2009). Eine allgemeine Typologisierung gemäss der Fauna wie auch die Abgrenzung des Quellbereiches ist deshalb schwierig.

Von Fumetti & Nagel (2011) fanden in 25 wenig beeinträchtigten Quellen (bis 5m entfernt vom Austritt) im Tafeljura insgesamt 68 Arten und höhere Taxa sowie zwischen 15 und 30 Arten von Makroinvertebraten. Zollhöfer (1997) fand auf jeweils 0.5 m^2 in fünf unversinterten Rheokrenen (Fliessquellen) in jeweils einer Herbstbeprobung zwischen 17 und 21 Arten. Lubini et al. (2010a) fanden in 36 Quellen zwischen 1200 bis 2530 m.ü.M. 80 Taxa (erfasste Gruppen: *Amphibia, Turbellaria, Mollusca, Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata und Trichoptera*), wovon 34 eine enge Bindung an diesen Lebensraum aufweisen.

Botschaft

- Die Quellfaunen verschiedener Regionen unterscheiden sich deutlich.
- Für die Erhaltung der Biodiversität der meisten Quelltypen ist ihre Häufigkeit in der Landschaft und weniger ihre Fläche ausschlaggebend.
- Es werden 2-4 ökologisch intakte Quellbiotope/km^2 als Richtwert empfohlen.

Ökosystemleistungen

Quellen gehören zu den am stärksten genutzten Gewässerhabitaten. Rund 48 % des Brauch- und Trinkwassers, das aus Grundwasser gewonnen wird, stammte 2001 aus eigentlichen Quellen (Spreafico & Weingartner 2005).

Um das Potential für die Ökosystemleistung Trinkwasserlieferung zu erhalten, ist eine gute Grundwasserqualität zu erhalten (Einzugsgebiet von Quellen).

Der Flächenbedarf des Grundwasserschutzes wird im Kapitel 4.4 Grundwasser beschrieben.

ExpertInnenumfrage

15 ExpertInnen bearbeiteten die Fragen zum Lebensraum Quellen. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. Die aktuelle Qualität der Quellen wird im Mittelland und im Jura von mehr als 70% der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt, ihre Dichte von mehr als 80% als „zu gering" oder „eher zu gering". In den Alpengebieten wird die Qualität je nach Region von 25% oder mehr der ExpertInnen, die Dichte von 50% oder mehr als ungenügend betrachtet (Tabelle 26). Für alle Regionen wird eine deutliche Zunahme der Quelllebensräume als notwendig erachtet.

Tabelle 26: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität von Quellen bzw. ihre Dichte bezüglich der Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu gering" oder „eher zu gering" einschätzen. Des Weiteren die als notwendig erachtete Zunahme der Dichte von Quellen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes, n = Anzahl Antworten.

Quellen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	60.0	10	100.0	221 (±59)	10
Jura	72.7	11	81.8	197.5 (±74.6)	11
Mittelland	84.6	13	100.0	253.2 (±72.4)	10
Alpennordflanke	44.4	9	88.9	98.0 (±44.5)	8
Westl. Zentralalpen	33.3	9	62.5	86.0 (±51.9)	6
Östl. Zentralalpen	25.0	8	50.0	73.7 (±45.5)	7
Alpensüdflanke	28.6	7	100.0	130.7 (±53.4)	6

Ein Handlungsbedarf bezüglich der Dichte von Quellen und ihrer Qualität besteht gemäss allen ExpertInnen im Mittelland und gemäss 8 von 12 ExpertInnen auch im Jura. Für die Alpengebiete besteht nur gemäss wenigen ExpertInnen ein Handlungsbedarf. Die ExpertInnen weisen in den Kommentaren insbesondere darauf hin, dass die Dichte der intakten Quelllebensräume und die Unversehrtheit des Einzugsgebiets sehr wesentlich für ihre Lebensgemeinschaften sind.

Botschaft

- Die ExpertInnen erachten die Qualität und Dichte von Quellen als ungenügend für die Erhaltung ihrer typischen Biodiversität.
- Schweizweit schätzen sie eine mehr als dreifache Zunahme der Quellen-Dichte als nötig ein.

Gesamter Flächenbedarf Lebensraum

Für die Erhaltung der Biodiversität der meisten Quelltypen ist nicht die Gesamtfläche der Quellhabitate, sondern ihre Häufigkeit und Verteilung in der Landschaft ausschlaggebend. Im Alpenraum und für Quellmoore ist vermutlich auch die Gesamtfläche relevant, da in diesen Fällen die Quellen oft in flächiger Form auftreten.

Insbesondere im Mittelland und Jura besteht auf Grund des quantitativen Verlustes von Quellhabitaten ein dringender zusätzlicher Dichtebedarf. Zudem ist der qualitative ökologische Zustand der verbliebenen Quellen in diesen Regionen ungenügend.

Um die Biodiversität der Quellen zu erhalten, schätzen ExpertInnen eine **Zunahme der Quellendichte in der Schweiz um mehr als das Dreifache als notwendig ein**.

Auch wenn v.a. ein Dichte und weniger ein Flächenbedarf besteht, ist lokal bei jeder Quelle trotzdem ein Flächenbedarf vorhanden:

- für die Ausbildung und Erhaltung der typische Struktur (z.B. Sinterterrassen)
- um die Quellen vor negativen Einflüssen zu schützen (Pufferzonen)
- um ihre Wasserversorgung sicherzustellen (Einzugsgebiet).

Dieser lokale Flächenbedarf variiert je nach Quelltyp und lokaler Situation. Als grober Richtwert können ohne Berücksichtigung von Quellmooren und des Einzugsgebietes **100-300 m^2 pro Quelle** angegeben werden, was einer Fläche von 0.02-0.12 ha/km^2 gemäss untenstehend erwähntem Richtwert entspricht.

Anordnung im Raum

Die natürliche Häufigkeit der Quellen wie auch ihre Lebensgemeinschaften unterscheiden sich je nach Region und Höhenstufe. So sind Quellen in Karstgebieten natürlicherweise in geringerer Häufigkeit vorhanden (Tabelle 23) als über Porengrundwasserleiter (z.B. entlang grosser Flüsse) oder in den Silikatalpen.

Als genereller Richtwert werden für die Schweiz **min. 2-4 ökologisch intakte Quellen pro km^2** empfohlen. Die Einschätzung der ExpertInnen bezüglich der notwendigen Zunahme der Quellendichte zur Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen variiert je nach Biogeographischer Region. Die notwendige prozentuale Zunahme wird im Mittelland und Jura am Grössten eingeschätzt, gefolgt von Alpensüdflanke, Westliche Zentralalpen und Alpennordflanke. Am besten wird die Situation sowohl qualitativ als auch quantitativ in den Östlichen Zentralalpen beurteilt.

4.4 Grundwasser

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)

1.4.1 Porengrundwasser (alluviale Grundwasserleiter)

1.4.2 Kluftgrundwasser

- Karstgrundwasserleiter (keine Nr.)

1.4.3 Höhlenbach

1.4.4 Höhlensee

Quellen werden im Kapitel 4.3 behandelt.

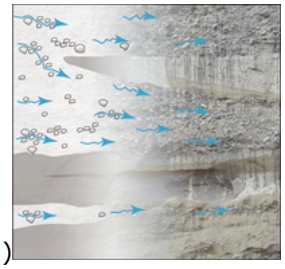
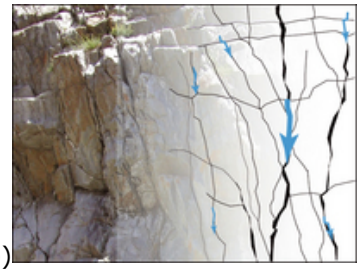
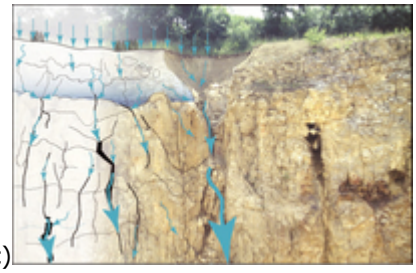
a)  b)  c) 

Abbildung 23: a) Poren-, b) Kluft- und c) Karstgrundwasserleiter (BUWAL 2004).

Volumen / Ausdehnung

Grundwasservolumen [m^3]:	50 Milliarden (Hartmann et al. 2008)
Anteil an Landesfläche [%]:	Porengrundwasserleiter: 6 % (Sinreich 2011)
	Karstgrundwasserleiter: 16 %
	Kluftgrundwasserleiter: 78 %

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (vgl. Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	Regenerierbarkeit
Grundwasserleiter	nicht regenerierbar (N), d.h. in historischen Zeiträumen nicht möglich bzw. extrem lange Entwicklungszeit notwendig.

Zustand

Quantität für Nutzung: In den meisten Gebieten steht genügend Grundwasser für die Trink- und Brauchwasserversorgung zur Verfügung. Allerdings ist der Trinkwassergebrauch in stark besiedelten Gebieten (500 Personen /km^2) ungefähr gleich gross wie die Neubildung durch versickernden Niederschlag (Von Gunten 2000). Ein Trend für langfristige Veränderungen ist nicht erkennbar (BAFU 2006c).

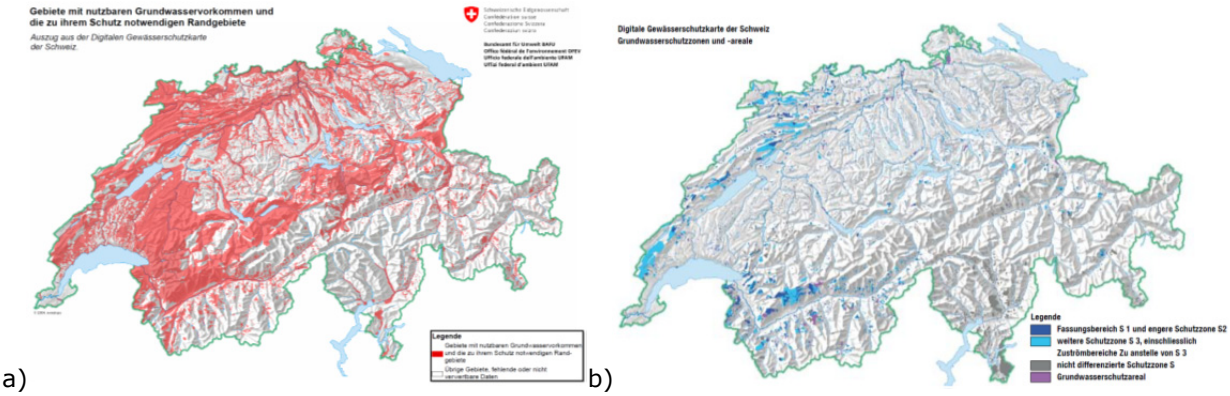
Qualität für Nutzung: Im Allgemeinen ist die Qualität des Grundwassers für eine Nutzung gut. Allerdings wurde in der NAQUA-Kampagne 2003-2006 in bis zu 25% der untersuchten Messstellen die Anforderung der Gewässerschutzverordnung (GSchV) für Nitrat überschritten (Verschlechterung bezüglich der vorherigen Messperiode). Bei Pflanzenschutzmitteln wurden die Anforderungen in mehr als 10 % überschritten und für flüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen (FHKW) in ca. 8 %. Zudem wurden Spuren von PSM, FHKW und MTBE in vielen Messstellen (ca. 50%, 33%, 16%) gefunden. In Einzugsgebieten, wo Acker- und Weinbau oder Siedlungen dominieren, wurden in jedem sechsten Fall Anforderungswerte der GSchV an das Grundwasser überschritten (BAFU 2006c). Ein Problem für den wichtigen hydrologischen Austausch stellen kolmatierte Flusssohlen und qualitativ geschädigte Uferbereiche dar (Fette et al. 2004).

Biozönose: Schweizweit gesehen ist der Kenntnisstand für eine Beurteilung des Zustandes der Grundwasserbiozönose ungenügend. Es sind keine National Prioritären Arten festgelegt. Belastungen durch Nährstoffe, andere chemische Belastungen oder

eingeschränkte Austauschprozesse (Kolmation) mit Oberflächengewässern stellen für die an nährstoffarme und konstante Bedingungen angepassten Organismen Probleme dar. Insbesondere Grundwasserkörper, deren Wasser keine Trinkwasserqualität (mehr) hat, werden oft vernachlässigt (Rüetschi et al. 2012). Viele Organismen anderer Lebensräume sind zudem vom Grundwasser beeinflusst und werden durch einen schlechten Zustand des Grundwassers ebenfalls beeinträchtigt (Tabelle 27).

Schutz

Gemäss der Gewässerschutzverordnung soll die Biozönose unterirdischer Gewässer naturnah und standortgerecht sowie typisch für nicht oder schwach belastete Gewässer sein. Ebenso sollen die Grundwasserleiter selbst naturnahen Verhältnissen entsprechen. Die Wechselwirkungen zwischen Wasser und Umgebung sollen uneingeschränkt gewährleistet sein (GSchV; SR 814.201). Abbildung 24 zeigt die ausgeschiedenen Gewässerschutzbereiche (a) und Grundwasserschutzzonen (b) der Schweiz.



a) b)

Abbildung 24: a) Für die nachhaltige Nutzung des Grundwassers ausgeschiedene Gewässerschutzbereiche und Randgebiete (Gewässerschutzkarte der Schweiz) und b) Für die Sicherheit des Trinkwassers notwendige Grundwasserschutzzonen und -areale der Schweiz (Hartmann et al. 2008).

Lebensraumdynamik

Der zeitweise oder ständige Austausch von Grundwasser und Oberflächenwasser (v.a. Fliessgewässer) und der hydrologische Austausch mit anderen Lebensräumen an der Oberfläche ist von zentraler Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des Grundwasserökosystem. Praktisch sämtliche im Grundwasser vorhandene organische Substanzen und Sauerstoff stammen von ausserhalb des Grundwasserleiters. Photosynthese findet im Grundwasser nicht statt.

Der hydrologische Austausch ist ebenso unerlässlich für die Erhaltung weiterer Lebensräume wie Fliessgewässer (Brunke & Gonser 1997), Auen (Ward et al. 1998), Quellen (Zollhöfer 1999), Flachmoore (Hartmann et al. 2008) und andere (Tabelle 27). Umgekehrt beeinflusst der Zustand dieser oberirdischen Ökosysteme das Grundwasser (z.B. Geschiebehaushalt und Struktur von Fliessgewässersohlen, Nährstoffhaushalt in Böden, Schadstoffbelastung der Fliessgewässer, ...).

Neben dem Aquifertyp und der Abwesenheit von Licht (fehlende Photosynthese) ist der hydrologische Austausch mit den Oberflächengewässern und -lebensräumen wesentlich für die Ausprägung der wichtigen Umweltfaktoren im Grundwasser (Sauerstoff- und Nährstoffgehalt, verfügbares Porenvolumen im Aquifer und dessen Durchlässigkeit) (Hoehn 2000) und somit für die Lebensgemeinschaft. Dafür ist insbesondere ein qualitativ guter Zustand der Übergangszonen (Uferbereiche, Gewässersohle, ungesättigte Zone), wo diverse physikalische, chemische und biologische Prozesse ablaufen, unerlässlich (Von Gunten 2000). Bauwerke, die in den Grundwasserkörper reichen, können den Grundwasserfluss beeinträchtigen.

In der Schweiz sind die Veränderungen der Grundwasserstände (Grundwasserregime) insbesondere in Lockergesteinen in den meisten Fällen eng an die Niederschlagsmengen der vergangenen Monate gebunden und zeigen einen charakteristischen langjährigen mittleren Jahresverlauf (Schürch et al. 2010).

Tabelle 27: Grundwasserabhängige Landökosysteme gemäss der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands" (Riecken et al. 2006). Erwähnt sind für die Schweiz relevante Lebensräume bis höchstens auf die zweite Ebene des in der Roten Liste verwendeten Codes. Bezeichnungen der Lebensräume wurden teilweise angepasst.

Grundwasserabhängigkeit		**Lebensräume**
Grundwasserabhängig	1	Grundwasser, Höhlengewässer, Quellen, Flachmoore, Zwischen- und Übergangsmoore, Grünland nasser bis feuchter Standorte, Grossseggenriede, Feldgehölze nasser Standorte, Moorwälder, Bruchwälder
Wechselnder Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser	1w	Flutrasen, Röhrichte (teilweise auch 1), Auenwälder
Abschnittsweise unabhängig von lokalen Grundwasserkörpern	1k	Fliessgewässer, Stehende Gewässer
Spezialfall Hochmoore	1#	Hochmoore
Je nach Ausprägung grundwasserabhängig	2	Äcker, Grünland frischer Standorte, Wald- und Gehölzsäume, krautige und grasige Säume und Fluren, Ufersäume, Staudenfluren, frische und nasse Ruderalstandorte, Zwergstrauchheiden, Feldgehölze, Gebüsche und Hecken, Laub- und Mischwälder feuchter Standorte

Je nach Aquifertyp sind für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen unterschiedliche Aspekte wichtig. Abbildung 25 zeigt das Vorkommen von Poren-, Kluft- und Karstgrundwasserleitern in der Schweiz. In Poren- und Kluft-Grundwasserleitern sind die Umweltbedingungen meistens relativ konstant (Hunkeler et al. 2006). Zwischen den Sedimentablagerungen bzw. in den Spalten (Klüften) des Gesteins finden sich tendenziell kleine Hohlräume, in denen Stoffe teilweise lange zurückgehalten werden. Viele alluviale Grundwasserleiter weisen eine starke Verbindung mit Fliessgewässern auf. Deshalb ist auch die Biodiversität dieser Aquifere stark von der Vielfalt der Austauschprozesse und der Qualität des Flusswassers abhängig (vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer und Auen). Da qualitativ gute Auengebiete eine besonders hohe Austauschvielfalt aufweisen, sind sie besonders wichtig für die Biodiversität in Porengrundwasserleitern.

In Karstsystemen bilden sich die Hohlräume in geologischen Zeiträumen durch die chemische Herauslösung des Kalkes. Die Dynamik ist grösser als in den anderen Aquifertypen und wird stark von Ereignissen an der Landoberfläche beeinflusst (Hunkeler et al. 2006). Die Wasserführung schwankt stark und reagiert zeitlich nur wenig verzögert auf Niederschlagsereignisse an der Landoberfläche. Wasser in Karstgebieten wird zudem kaum durch natürliche Prozesse (Filterwirkung des Bodens) gereinigt (Pronk 2010). Allfällige Verschmutzungen gelangen somit schnell und wenig bis unvermindert in den Grundwasserleiter (schneller Fluss), bleiben in feinen Hohlräumen aber gleichzeitig lange zurück (diffusiver Fluss). Dies hat zur Folge, dass die potenzielle Gefährdung von Arten in Karstaquiferen relativ gross ist (Abbildung 26). Mit den Zuflüssen und Grundwasserleitern in Karstgebieten ist deshalb ein speziell vorsichtiger Umgang notwendig (vgl. Unterkapitel Arten). Vorschläge für die Erhaltung von Höhlen in Karstgebieten wurden in einem Bericht zusammengestellt (Schweizerische Gesellschaft für Höhlenforschung & Schweizerisches Institut für Speläologie und Karstforschung 2001).

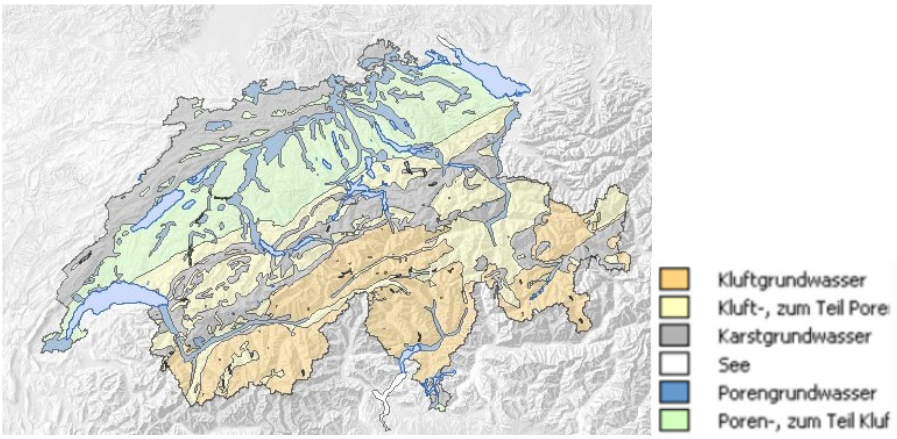


Abbildung 25: Vereinfachte Darstellung der Grundwasserleitertypen (GEWISS, abgerufen am 26.06.2012).

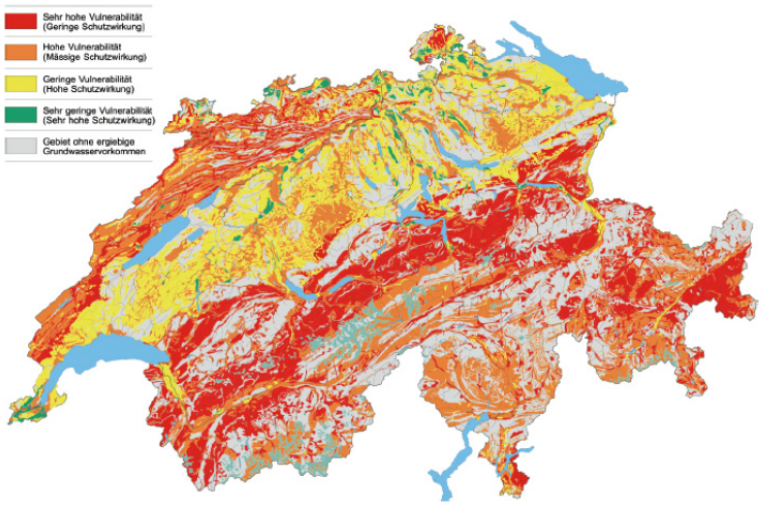


Abbildung 26: Karte der Vulnerabilität der Grundwasservorkommen in der Schweiz (Sinreich 2009).

Botschaft	
	• Der zeitweise oder ständige Austausch von Grundwasser und Oberflächenwasser und der hydrologische Austausch mit anderen Lebensräumen an der Oberfläche ist von zentraler Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des Grundwasserökosystem. • Viele Lebensräume an der Landoberfläche sind ebenfalls auf einen hydrologischen Austausch mit dem Grundwasser angewiesen. • Qualitativ gute Übergangszonen zwischen Grundwasser und Oberflächenlebensräume (Uferbereiche von Fliessgewässern, Gewässersohle) sind unerlässlich für die wichtigen hydrologischen Austauschprozesse. • Je nach Typ des Grundwasserleiters (Poren-, Karst- Kluftaquifer) unterscheiden sich die Dynamik im Grundwasserleiter und die Wechselwirkungen mit anderen Lebensräumen.

Artspezifische Prozesse

Isolation und Artbildungsprozesse

Grundwasserleiter sind untereinander oft nicht verbunden. Sie sind in der Schweiz in den meisten Fällen eher klein und gelten im Vergleich zu Oberflächengewässern als relativ isolierte Habitate. Je nach Geologie bieten sich im Grundwasserkörper viele unterschiedliche Mikrohabitate an und in räumlich voneinander isolierten, ansonsten aber ähnlichen Grundwasserleitern finden sich oft sehr unterschiedliche Lebensgemeinschaften (Hunkeler et al. 2006).

Dies gilt insbesondere für Karstsysteme (Malard et al. 2009), wo sich Hohlräume durch die Herauslösung des Kalkes bilden. Diese Isoliertheit verlangsamt die Besiedlung, bietet aber günstige Voraussetzungen für Artbildungsprozesse und die Entwicklung von Endemiten (Hunkeler et al. 2006). So ist die Verbreitung der Ruderfusskrebsart *Gelyella monardi* nach bisherigen Kenntnissen weltweit auf ein Karstgebiet im Neuenburger Jura (Areuse Schlucht und Quelle Combe-Garot) beschränkt (Cordillot & Klaus 2011). Da diese Familie zudem weltweit nur zwei bekannte Arten aufweist, ist auch die phylogenetische Besonderheit (taxonomic distinctiveness) dieser Art gross. Für solche Grundwasserleiter weist die Schweiz eine besondere Verantwortung auf. Zudem ist auch das Gefährdungs-Potenzial durch oberflächliche Ereignisse relativ gross (vgl. Unterkapitel Prozesse).

Porengrundwasserleiter können im Gegensatz zu Karstsystemen ein grösseres zusammenhängendes Netzwerk bilden (Stanford & Ward 1993), in dem sich Arten in geologischen Zeiträumen ausbreiten können (vgl. untenstehend). Insbesondere in höheren Lagen findet sich aber je nach geologischer Situation eine gewisse Trennung, einerseits zwischen den verschiedenen Einzugsgebieten und andererseits zwischen alluvialen Becken auf unterschiedlichen Höhenstufen (Gonser 1994) (Abbildung 27).

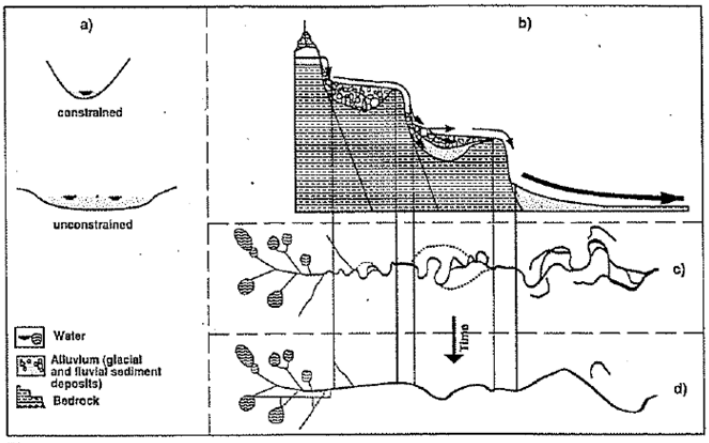


Fig. 1
Schematic longitudinal and cross-sectional representation of a river continuum.
a) Constrained and unconstrained transectional profiles.
b) Longitudinal profile.
c) Natural surface flow course.
d) Surface flow course after engineering alterations (adapted from [2]).

Abbildung 27: Verlauf von Porengrundwasserleitern entlang eines Flusssystems (Stanford & Ward 1993; Gonser 1994).

Allgemein unterscheidet sich die europäische Verbreitung der Grundwasser-Crustaceen deutlich von derjenigen der Crustaceen in Oberflächengewässern. Dies vermutlich aufgrund historischer Ereignisse (Eiszeiten), ihrer Ausbreitungsfähigkeiten und Ausbreitungsmöglichkeiten sowie aufgrund der fragmentierten und isolierten Grundwasserleiter (Stoch & Galassi 2010).

Deharveng et al. (2009) stellen für sechs untersuchte europäische Länder fest, dass 43% der stygobiontischen Arten (nur im Grundwasser lebend) nur in einzelnen Landzellen (< 500 km^2) nachgewiesen wurden. Es ist aber zu berücksichtigen, dass viele Proben an einem Standort notwendig sind, um möglichst alle Arten zu erheben. Deshalb wird vermutlich einerseits die Verbreitung von gewissen Taxa unterschätzt und andererseits sind wahrscheinlich viele Taxa noch nicht bekannt (Gibert & Culver 2009). Auch phylogenetische Unterschiede innerhalb der Crustaceen Art *Niphargus rhenorhodanensis* weisen auf die wichtige Rolle der geographischen Isolation von Grundwasserleitern für die Evolution von Grundwasserarten hin (Lefébure et al. 2007).

Durchgängigkeit und Ausbreitung

Grundwasserleiter, insbesondere Porengrundwasserleiter, dienen als longitudinale, laterale, vertikale und zeitliche Verbindungs- und Ausbreitungskorridore für Mikroorganismen und wirbellose Arten des Grund- wie auch der Oberflächengewässer (Stanford & Ward 1993; Ward et al. 1998; Zollhöfer 1999; Hunkeler et al. 2006). So wurde zwischen Populationen der Crustaceen Art *Niphargus rhenorhodanensis* ein Genfluss entlang eines 100 km langen alluvialen Grundwasserleiters festgestellt (Lefébure et al. 2007), und im grobkörnigen Rhone-Grundwasserleiter im Wallis wurden Steinfliegenlarven bis zu einer Distanz von 475 m vom Fluss entfernt im Grundwasser entdeckt (Walther 2002).

Der Übergangsbereich zwischen Fliessgewässern und (Poren-)Grundwasserkörper (hyporheische Zone) ist von zentraler Bedeutung für die Wirbellosen-Fauna der Fliessgewässer. Diese Arten wie auch verschiedene Jungfische verbringen gewisse Lebensphasen im Porenraum oder nutzen diesen als Refugium bei Hochwasserereignissen und Geschiebeumlagerungen (Brunke & Gonser 1997; Ward et al. 1998). Gut durchströmte Poren im oberen Bereich des hyporheischen Interstitials (Flussbett) sind auch für die Entwicklung von Eiern und Brütlingen von Salmoniden notwendig.

Botschaft	
	• Viele Grundwasserleiter sind relativ isolierte Habitate. Dies führte im Vergleich zu anderen Lebensräumen insbesondere in Karstaquiferen zu potenziell vielen endemischen Arten. • Die Durchlässigkeit der Grundwasserleiter sowie des Übergangbereiches zwischen Fliessgewässern und (Poren-)Grundwasserleitern ist sowohl für den quantitativen Grundwasserschutz als auch für viele Organismen wichtig.

Arten und Lebensräume

Bei den Arten im Grundwasser handelt es sich hauptsächlich um Mikroorganismen und wirbellose Tiere, wobei Mikroorganismen ca. 90% der Atmung der gesamten Lebensgemeinschaft ausmachen (Brunke &

Gonser 1997). Viele Arten sind stark spezialisiert. Sie sind meist an stabile Bedingungen angepasst und reagieren empfindlich auf Verunreinigungen (Delarze & Gonseth 2008).

Karstaquifere sind bekannt für endemische Arten. In Porengrundwasserleitern findet man Organismen der Grund- und Oberflächengewässer. Kluftgrundwasserleiter weisen vermutlich die geringste Artenvielfalt auf. Allerdings ist für letztere auch sehr wenig bekannt. Qualitativ gute Grundwasserökosysteme weisen normalerweise eine vergleichsweise geringe α-Diversität auf (Diversität an einem Probenahmeort), die Arten kommen in geringen Dichten vor und sind räumlich und zeitlich uneinheitlich verteilt (Stein et al. 2010).

Insbesondere in Porengrundwasserleitern verändert sich die Artengemeinschaft mit der Tiefe (Abbildung 28). Im Hyporheos (Übergangszone Fliessgewässer-Grundwasser) und darauf folgend im Porengrundwasserleiter findet man zunächst noch viele Arten, die vom Fliessgewässer in den Aquifer vordringen (Flusstiere, epigäisch). In grösseren Tiefen und in unbelasteten oligotrophen Grundwasserkörpern trifft man aber hauptsächlich auf Arten, die ausschliesslich im Grundwasser vorkommen (eigentliche Grundwassertiere, hypogäisch). Die grösste Arten-Vielfalt findet sich dabei in der Zone, wo sowohl epi- als auch hypogäische Arten vorkommen. Darunter nimmt sie normalerweise mit der Tiefe ab (Gonser 2000; Hunkeler et al. 2006). Um die Artenvielfalt zu bewahren, ist insbesondere ein Schutz der oberflächennahen Grundwasserbereiche vor Beeinträchtigungen wichtig. Besonders gefährdet sind diese Grundwasserbereiche in Gebieten mit intensiver Nutzung oder wo rege Bautätigkeiten stattfinden.

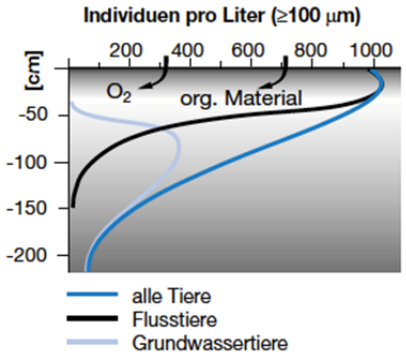


Abbildung 28: Beispielhafte Tiefenverteilung der Fauna im Flusssediment (Gonser 2000).

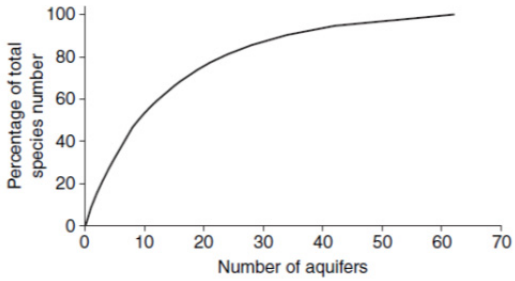


Abbildung 29: Artenakkumulationskurve für stygobionte Crustaceen aus 62 Aquiferen (Malard et al. 2009).

Europaweit sind bei den Invertebraten ca. 1805 Stygobionten bekannt, wobei es sich bei 1174 um Crustaceen handelt (Stoch & Galassi 2010).

Für die Gesamtartenzahl der Crustaceen ist hauptsächlich die β-Diversität (unterschiedliche Probenahmeorte) verantwortlich und nicht die α-Diversität (ein einziger Probenahmeort) (Stoch & Galassi 2010). Malard et al. (2009) vergleichen die β-Diversität von verschiedenen Aquiferen, Einzugsgebieten und Regionen und bestätigen dabei diese Resultate für Poren-, nicht aber für Karstgrundwasserleiter. Sie fanden des Weiteren eine positive Beziehung zwischen der Ausdehnung eines Landschaftsraumes und der Artenvielfalt im darunterliegenden Aquifer. Um von 373 Arten, die in 111 Aquiferen vorkommen, alle mindestens einmal nachzuweisen, waren in ihrer Studie 62 Grundwasserleiter notwendig (Abbildung 29). 16 der 24 artenreichsten Grundwasserleiter waren zudem Karstaquifere (Malard et al. 2009).

Michel et al. (2009) verglichen 3 Gebiets-Auswahl-Methoden (Hotspot der Artenvielfalt, Endemismus Hotspots und Komplementarität), um die minimale Anzahl Landzellen (jeweils 500 km^2), die es für die Erhaltung von 1059 stygobiontischen Arten in sechs europäischen Ländern bräuchte, zu bestimmen. Komplementarität erwies sich als die effizienteste Methode und 29.8% aller Landzellen genügten, um alle Arten mindestens einmal abzudecken. Allerdings gab es aufgrund des hohen Endemismusgrades der Arten nur eine geringe Flexibilität in der Wahl der Gebiete. Bei einer Unterteilung Europas in drei Bänder gemäss ihrer Breitengrade finden sich im mittleren Band (inkl. Schweiz) ca. 210 stygobiontische Crustaceen-Arten oder ca. 0.8 Arten/km^2 (Stoch & Galassi 2010). Generell ist bezüglich der Verbreitung der Grundwasserorganismen noch nicht viel bekannt. Zudem entsprechen ihre Verbreitungsmuster in Mitteleuropa vermutlich nicht denjenigen von Oberflächen-Organismen, weshalb Stein et al. (2012) für Deutschland mit der Bestimmung von sogenannten Stygoregionen begonnen haben.

Für den Flächenbedarf der Grundwasserfauna sind aufgrund obenstehender Aspekte lokale wie auch regionale Verhältnisse zu berücksichtigen. Der regionale Schutz der Grundwasserleiter ist unerlässlich für einen guten Zustand des Grundwassers und für die Erhaltung der gesamten Artenzahl. Lokal ist ein vorsichtiger Umgang mit isolierten Grundwasserleitern für die Erhaltung einzigartiger und nur in wenigen Aquiferen vorkommenden Arten wichtig (vgl. obenstehend). Insbesondere in Auengebieten ist genügend Raum für den Austausch zwischen Oberflächengewässern und Aquiferen wichtig, sodass sich die Habitatsvielfalt und die standorttypische Lebensgemeinschaft aus epigäischen (von der Oberfläche eindringende) und hypogäischen Arten (echte Grundwassertiere) ausbilden können (Gonser 2000; Brunke et al. 2003). Tabelle 28 listet Vorgehensüberlegungen zur Erhaltung der Biodiversität des Grundwassers auf.

Tabelle 28: Vorgehensüberlegungen zur Erhaltung der Grundwasserbiodiversität.

Aquifertyp	**Überlegungen**
Poren (alluvial)	Die Erhaltung der Biodiversität der Porengrundwasserleiter lässt sich vermutlich mit der **Erhaltung der Auengebieten und einem „Schutz" der Zuströmbereiche** erreichen, indem • die Fliessgewässer einen derart guten Zustand aufweisen, dass das infiltrierende Wasser das Grundwasser nicht gefährdet. • Flusssohlen nicht kolmatiert und Eindolungen zurückgebaut sind • die richtigen Auen verteilt über die Schweiz ausgewählt werden • die Strukturvielfalt in den Auen intakt ist • die Wechselwirkungen zw. Grund- und Oberflächengewässern ablaufen können • die Grundwasserpegel durch Entnahmen nicht übermässig abgesenkt werden.
Karst	Jeder einzelne Karstgrundwasserleiter kann potenziell einzigartige Organismen aufweisen und wäre dadurch schützenswert. Zudem sind Karstsysteme aufgrund Ihrer Hydrogeologie besonders empfindlich gegenüber Beeinträchtigungen. Einzelne Aquifere wären deshalb mittels Komplementaritätsprinzip auszuwählen. Zur Sicherung der Wasserqualität wären ihre **Zuströmbereiche Z_u** auszuscheiden.
Kluft	Über die Biodiversität der Kluftgrundwasserleiter ist wenig bekannt. Die tendenziell wenigen dort lebenden Arten sind aufgrund der geringeren Nutzung dieser Grundwasserkörper vermutlich auch nicht oder wenig gefährdet. Es besteht zu wenig Wissen, um Handlungsempfehlungen abzugeben.

Botschaft

- Um die gesamte Artenvielfalt des Grundwassers zu erhalten, sind mehrere intakte Aquifere der verschiedenen Typen in den verschiedenen Regionen notwendig.
- Eine gute Grundwasserqualität ist unerlässlich für die Erhaltung der Grundwasser-Organismen. Aufgrund des hydrologischen Austausches bedarf es deshalb auch einer guten Qualität der Oberflächengewässer.
- Ein guter Zustand der Fliessgewässersohlen und -ufer sowie intakte Auengebiete sind wichtig für die Erhaltung der Fauna der Porengrundwasserleiter.
- In Poren-Grundwasserleitern sind die Artenvielfalt und -abundanz im oberen Bereich, der in Verbindung mit dem Oberflächenwasser steht, höher als in tieferen Bereichen.

Populationsgenetik

Molekulare Studien deuten darauf hin, dass die aufgrund morphologischer Taxonomie geschätzte Biodiversität der Fauna im Grundwasser bisher deutlich unterschätzt wurde. Weitverbreitete Arten, die sich morphologisch stark gleichen, unterscheiden sich genetisch teilweise deutlich (Lefébure et al. 2007) und bilden allenfalls mehrere Arten.

Eine hohe Artenvielfalt wie auch eine hohe genetische und funktionelle Diversität der typischen Grundwasser-Mikroorganismen ist aus Sicht der Ökosystemleistungen (Abbau von Substanzen, Trinkwasserressource) wertvoll. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich die mikrobielle Gemeinschaft an veränderte Bedingungen anpasst und unterschiedliche Stoffe effizient verwerten kann, nimmt mit einer höheren Diversität meistens zu. Die Prozesse laufen zwar nicht unbedingt schneller ab, die Stabilität der Gemeinschaft und damit die Erbringung der Leistungen bleiben aber eher erhalten (Gessner 2010).

Botschaft	
	• Eine hohe genetische und funktionelle Diversität von typischen Grundwasserorganismen ist wünschenswert, da sie wahrscheinlich die Resilienz der Lebensgemeinschaft erhöht.

Ökosystemleistungen

Trink- und Brauchwasser

Die rund 3000 öffentlichen Wasserversorgungen der Schweiz fördern jährlich gut 1000 Mio. m^3 Trinkwasser. Das Grundwasser macht davon einen Anteil von über 80% aus (Hartmann et al. 2008). Die Neubildung dieses Wasservolumens erfolgt über die Versickerung des Niederschlages auf der gesamten unversiegelten Landoberfläche und durch Infiltration aus Oberflächengewässern (Hunkeler et al. 2006). In der Schweiz versickern ca. 30% des Niederschlages (Von Gunten 2000) und landesweit gesehen reichten gerade mal 2% des jährlichen Niederschlages bisher aus, um den Trinkwasserbedarf der Schweiz zu decken (EAWAG (Hrsg.) 2009). Allerdings ist der Trinkwasserverbrauch in stark besiedelten Gebieten (500 Personen/km^2) ungefähr gleich gross wie die Neubildung durch versickernden Niederschlag (Von Gunten 2000). Grob geschätzt dürfte ca. die Hälfte des Grundwassers der Infiltration von Oberflächenwasser entstammen (pers. Mitteilung E. Hoehn).

Auf dem Weg in den Grundwasserkörper wird das Wasser gereinigt, nimmt aber auch Substanzen mit sich. Für qualitativ gutes Grund- und somit auch Trinkwasser ist deshalb einerseits die Wasserqualität der Oberflächengewässer (Kapitel 4.1 und 4.2) und andererseits Fläche mit unbelastetem Boden und Untergrund wichtig.

Qualitativ gutes Grundwasser erspart der Gesellschaft enorme Kosten für die Trinkwasseraufbereitung und für die Vermeidung von Erkrankungen (EAWAG (Hrsg.) 2009). Für 47% des Grundwassers, das in der Schweiz als Trinkwasser genutzt wird, ist eine Aufbereitung nicht notwendig (EAWAG (Hrsg.) 2009). Dafür muss das Grundwasser die Qualitätsanforderungen der Lebensmittelgesetzgebung des Bundes erfüllen. Für weitere 40% genügt eine einfache Aufbereitung.

Der Flächenbedarf zur Sicherung des Grundwassers ist in der Schweiz mittels den **Gewässerschutzbereichen A_u und A_o, den Zuströmbereichen** (90% der Grundwasserherkunft einer Fassung (Biaggi 2005)), sowie – spezifisch für den Trinkwasserschutz - mittels den **Grundwasserschutzzonen (S1, S2, S3) und -areale** ausgewiesen (BUWAL 2004) und in Abbildung 24 dargestellt. Diese Bereiche und Zonen weisen unterschiedliche Nutzungseinschränkungen auf. Die Zone S1 (absolutes Bau- und Nutzungsverbot) wird durch einen Abstand von mindestens 10 m um alle Elemente einer Trinkwassergewinnungsanlage ausgewiesen (BAFU 2012a). In Porengrundwasserleitern wird die Zone S2 so ausgeschieden, dass versickerndes Wasser bis zur Fassung mindestens eine Fliessdauer von 10 Tagen aufweist und somit biologisch abbaubare Substanzen zersetzt werden (Abbildung 30).

Bei Karst und Kluftgrundwasserleitern wird auch die Vulnerabilität des Grundwassers berücksichtigt (EAWAG (Hrsg.) 2009) (Abbildung 26).

Die Ausdehnung der Zonen S2 reichen allerdings nicht aus, um allfällige Einträge persistenter Chemikalien und anderer Durchläufersubstanzen zu verhindern. Für eine nachhaltig Nutzung des Grundwassers hat deshalb das Instrument der Zuströmbereiche (90% der Wasserherkunft einer Fassung) eine

sehr wichtige Bedeutung (Biaggi 2005, pers. Mitteilung E. Hoehn). Eine ausführliche Beschreibung der Zonen und Bereiche findet sich im Bericht vom BUWAL (2004).

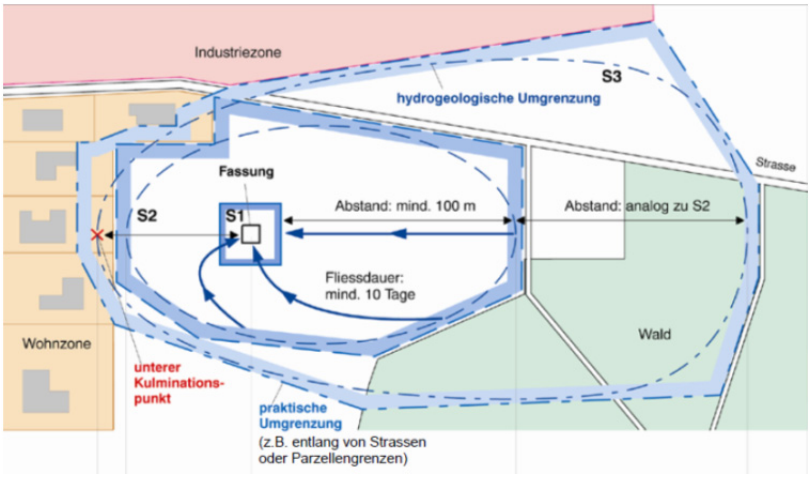


Abbildung 30: Bemessung von Grundwasserschutzzonen bei Lockergesteinen (BAFU 2012a).

Mit der Gewässerschutzgesetzgebung, den darin geregelten Grundwasserschutzzonen um die Trinkwasserfassungen (nutzungsorientierter Schutz zur Reinigung und Schutz des Gutes Trinkwasser) und den Gewässerschutzbereichen bestehen geeignete Instrumente, das Nutzungs-Potenzial des Grundwassers zu erhalten und das Gut Trinkwasser zu schützen. Allerdings ist eine konsequente Umsetzung der Bestimmungen notwendig, was noch nicht überall der Fall ist. So sind gemäss einer Hochrechnung bisher nur ca. 70% der Schutzzonen S2 rechtskräftig ausgeschieden worden (EAWAG (Hrsg.) 2009). Und die sogenannten Zuströmbereiche Z_u sind oft noch nicht ausgeschieden, wobei gerade diese und nicht die Schutzzonen für eine nachhaltige Nutzung relevant sind.

Ein Grossteil der Grundwassergefährdungen geht nicht von Punktquellen aus und die Grundwassererneuerung in stark besiedelten Gebieten ist nur gerade genügend. Deshalb sind Anstrengungen für die Sicherung der Quantität und der Qualität flächendeckend (Gewässerschutzbereich A_u) notwendig, insbesondere im Siedlungs- und Landwirtschaftsgebiet (BUWAL 2004). Um die Ökosystemleistung „Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser" langfristig zu gewährleisten, braucht es deshalb:

- durchlässige unbelastete Fläche für die Neubildung und Reinigung des Grundwassers über Versickerung und Infiltration (möglichst im gesamten A_u, aber sicher in Zuströmbereichen Z_u)
- intakte Grundwasserleiter, Deckschichten und Grundwasserstauer (A_u)
- durchgängige Grundwasserkörper für den ungehinderten Fluss des Wassers (A_u)
- durchlässige Flusssohlen und Uferbereiche für die Infiltration (Flusssohlen, vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer)
- intakte und unbelastete Uferbereiche der Fliessgewässer, von denen Flusswasser ins Grundwasser infiltriert (Zuströmbereiche Z_o bzw. Raumbedarf der Fliessgewässer, vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer)

Leistungen der Grundwasserbiozönose

Die Lebensgemeinschaften des Grundwassers sind nicht nur aufgrund ihrer Einzigartigkeit (Stygobionten, Endemiten und „lebende Fossilien"), sondern auch als Bioindikatoren für den Zustand des Grundwassers und dessen Vulnerabilität schützenswert (Hunkeler et al. 2006). Zudem wird durch die biologische Aktivität dieser Organismen das Wasser zusätzlich gereinigt (Stein et al. 2010). Bakterien und andere Mikroorganismen, die unter anderem als Biofilme auf Oberflächen vorkommen, bauen organisches Material ab, das ins Grundwasser eingetragen wird (Gonser 2000). Bei Mikroorganismen, die für das Trinkwasser problematisch sind, handelt es sich hauptsächlich um nicht bodenbürtige Bakterien (Fäkalbakterien) (Hoehn 2000). Einen Überblick der diesbezüglichen Situation in der Schweiz gibt Pronk (2010).

Botschaft

- Ca. 80% des Trinkwassers wird aus Grundwasser gefördert. Dabei erspart qualitativ gutes Grundwasser der Gesellschaft hohe Aufbereitungskosten.
- Für die Neubildung, Reinigung und den Fluss des Grundwassers sind durchlässige, unbelastete Flächen und Grundwasserleiter notwendig.
- Der Flächenbedarf zur Sicherung des Grundwassers ist in der Schweiz mittels den Gewässerschutzbereichen A_u und A_o, den Zuströmbereichen (90% der Grundwasserherkunft einer Fassung, sowie – spezifisch für den Trinkwasserschutz – mittels den Grundwasserschutzzonen (S1, S2, S3) und -areale ausgewiesen (Abbildung 24).
- Für eine nachhaltige Nutzung haben die Zuströmbereiche einer Fassung (90% der Wasserherkunft) eine sehr wichtige Bedeutung.

ExpertInnenumfrage

Vier Experten beantworteten die Fragen zum Grundwasser, wobei sich zwei auf den Gesamtlebensraum und zwei auf Ökosystemleistungen bezogen. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der Experten bei ihrer Einschätzung.

Von allen wird der qualitative Zustand der Grundwasserleiter in der Schweiz und den Regionen als „gut" oder „eher gut" eingestuft. Trotzdem sehen alle Experten bezüglich Qualität und Quantität im Mittelland einen Handlungsbedarf, ein Experte auch im Jura. Die Fläche zur Erhaltung des Grundwassers, seiner Ökosystemleistungen oder der Grundwasserlebensgemeinschaft wird für das Mittelland als „zu klein" bis „gerade richtig", für den Jura als „eher zu klein" bis „gerade richtig", und für die Alpen-Regionen als „gerade richtig" bis „grösser als notwendig" eingestuft. Entlang von Fliessgewässern und in stark bebauten Gebieten werden die Austauschprozesse mit dem Grundwasser als eingeschränkt betrachtet.

Botschaft

- Im Mittelland besteht gemäss Experten ein Handlungsbedarf zur Sicherung der Ökosystemleistungen und der Biodiversität des Grundwassers.

Gesamter Flächenbedarf

Zur Erhaltung der Ökosystemleistungen und der Biodiversität des Grundwassers ist ein guter Zustand der Poren-, Karst- und Kluftaquifere sowie des Grundwassers notwendig. Der Flächenbedarf für die Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser vom Grundwasser besteht in der Sicherstellung der Erneuerung des Grundwassers und des qualitativ guten Zustandes dieser Wasserressource. Diese können mit den bestehenden Instrumenten des Grundwasserschutzes gesichert werden. Der diesbezügliche Flächenbedarf ist in der Abbildung 24 dargestellt.

Ein flächenrelevanter Handlungsbedarf besteht insbesondere bei den Schutzzonen S2, die gemäss EAWAG (Hrsg.) (2009) erst zu ca. 70% rechtskräftig ausgeschieden sind. Eine vermehrte Anwendung des Instrumentes der Zuströmbereiche Z_u wäre zudem förderungswürdig. Denn gerade diese sind neben den mehr oder weniger flächendeckenden Gewässerschutzbereichen für eine nachhaltige Nutzung wie auch für die Biozönose des Grundwassers relevant und nicht die Grundwasserschutzzonen. Der diesbezügliche Flächenbedarf ist für die Schweiz nicht bekannt.

Wichtig und vernachlässigt ist der Flächenbedarf des Grundwasserschutzes unter und in der Umgebung von gewissen Ökosystemen an der Landoberfläche (Tabelle 27). Zusätzliche Flächen sind prioritär notwendig, um die Qualität und damit den Fortbestand von Mooren (Kapitel 4.5) zu garantieren und die potenzielle Artenvielfalt und typische Dynamik in Auen (Austauschprozesse mit Porengrundwasserleitern) (Kapitel 4.2) zu erhalten bzw. wieder zu erreichen. Ebenso sind durchlässige Uferbereiche von Seen und Fliessgewässern sowie Fliessgewässersohlen notwendig, um grundwasserabhängige Lebensräume nicht von der Wasserzufuhr abzutrennen und die Neubildung von Grundwasser nicht zu behindern.

Anordnung im Raum

Zur Erhaltung des Nutzungs-Potenzials des Grundwassers – insbesondere für die Trinkwassernutzung – sind regional verteilte Flächen notwendig, um am Ort der Nachfrage die Quantität und Qualität hinsichtlich der Nutzung von Trinkwasser (Nutzungs-Potenzial) sicherzustellen (Gewässerschutzbereiche A_u und A_o, Zuströmbereiche). Lokal sind auch Flächen notwendig, um Trinkwasserfassungen bzw. das Gut Trinkwasser vor potenziell gefährlichen Ereignissen zu schützen (Schutzzonen S1, S2, S3 sowie Zuströmbereiche). Diese Gebiete sind mit Ausnahme gewisser Zuströmbereiche bekannt. Um für die Trinkwassernutzung eine möglichst gute Qualität zu erhalten, sind Flächen von Fassungen und Zuströmbereiche im Wald gut geeignet. Insbesondere in Gebieten mit einer hohen Grundwasservulnerabilität (Abbildung 26) sind erweiterte Vorsichts-Massnahmen notwendig.

Über die Verbreitungsmuster von Grundwasserorganismen ist relativ wenig bekannt.

Wenn die verschiedenen Aquifertypen mehrfach in den Grosseinzugsgebieten, den Biogeographischen Regionen und auf verschiedene Höhenstufen mit einer guten Grundwasserqualität erhalten werden (β-Diversität, Abbildung 29), ermöglicht dies wahrscheinlich den Fortbestand der Grundwasserbiodiversität. Für gewisse Karstgrundwasserleiter mit ihren spezifischen Lebensgemeinschaften wäre zu prüfen, ob zusätzliche genau lokalisierte Flächen mit weitergehenden Bestimmungen notwendig sind. Die Biodiversität der Porengrundwasserleiter kann vermutlich mit der Erhaltung der Auengebiete und der dafür typischen Lebensraumdynamik erfolgen (vgl. Kapitel 4.2).

4.5 Moore und Feuchtwiesen

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)

2.1.1 Moortümpelgesellschaft
2.2.1 Grossseggenbestände
2.2.2 Kalkarmes Kleinseggenried
2.2.3 Kalkreiches Kleinseggenried
2.2.4 Übergangsmoor
2.3 Feuchtwiesen
2.4 Hochmoore
5.3.7 Moor Weidengebüsch
5.4.1 Subatlantische Zwergstrauchheiden
6.5. Hochmoorwälder

Röhrichte (2.1.2) und Schwemmufervegetation (2.2.5) werden im Kapitel 4.1 Stehende Gewässer und Uferzonen behandelt.

Ausdehnung

Tabelle 29: Ausdehnung der Moorfläche in der Schweiz.

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung [ha]	Bemerkung, Quelle
Moorfläche	2008	33'700, wovon 1524 ha Hochmoore	(Lachat et al. 2010b)*→ Verlust von 82% seit 1900 und ca. 90% seit 1800.
	1900	168'100	(Lachat et al. 2010b)
	1800	250'000	(Grünig 2007; Klaus 2007)

* Hochmoore von nat. Bedeutung, Flachmoore von nat. und reg. Bedeutung, Sumpfsignatur auf Landeskarte. Detailliertere Angaben zu Verlusten in (Broggi & Schlegel 1989; Grünig 2007).

Im Projekt Wetland History Switzerland WEHIS (WSL, Urs Gimmi) werden die Ausdehnung und die zeitliche Entwicklung von Feuchtgebieten in der Schweiz seit 1700 untersucht.

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	Regenerierbarkeit
Hochmoor	nicht regenerierbar* (extrem lange Entwicklungszeit notwendig)
Hochmoorwälder	
Übergangsmoor	
Flachmoore	kaum regenerierbar (> 150 Jahre, teilweise unvollständig)
Moorgewässer	
Feuchtwiesen	schwer regenerierbar (15-150 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)

* eine Regenerierbarkeit bzw. Initialisierung der Funktionen ist möglich. Es braucht jedoch enorm Zeit, bis ein Torfkörper seine ursprüngliches Volumen wieder aufgebaut und sich die typische Lebensgemeinschaft wieder angesiedelt hat.

Zustand

Die Qualität der meisten Moore der Schweiz nimmt ab (Abbildung 31). In einem Grossteil der Moore und in ihren Einzugsgebieten sind nach wie vor Drainagen und Entwässerungsgräben vorhanden. Dadurch und in Folge der Torfausbeutung ist der Wasser- wie auch der Nährstoffhaushalt gestört. Denn die geringere Wasserversorgung führt zu trockeneren Verhältnissen, die zu einer erhöhten Mineralisierung der Torfschichten und damit zu einer Abgabe von Nährstoffen im Moor selbst führen. Dazu kommen erhöhte Nährstoffeinträge aus der Umgebung. Weitere problematische Prozesse sind die häufig zu intensive Beweidung, aber auch die Nutzungsaufgabe, wobei letztere zu einer Verbuschung der Flachmoore führt (Klaus 2007). So ist zwar die Gesamtfläche der Moore von nationaler Bedeutung beinahe konstant geblieben, die Flächenanteile der verschiedenen Moortypen haben sich infolge der qualitativen Veränderungen jedoch deutlich verschoben (Abbildung 32).

Ersterhebung 1997/2001; Zweiterhebung 2002/06. Ein einzelnes Moor gilt als erheblich verändert, wenn die Nettoveränderung mindestens 10% der Fläche betrifft und diese Veränderung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 10% nachweisbar ist.

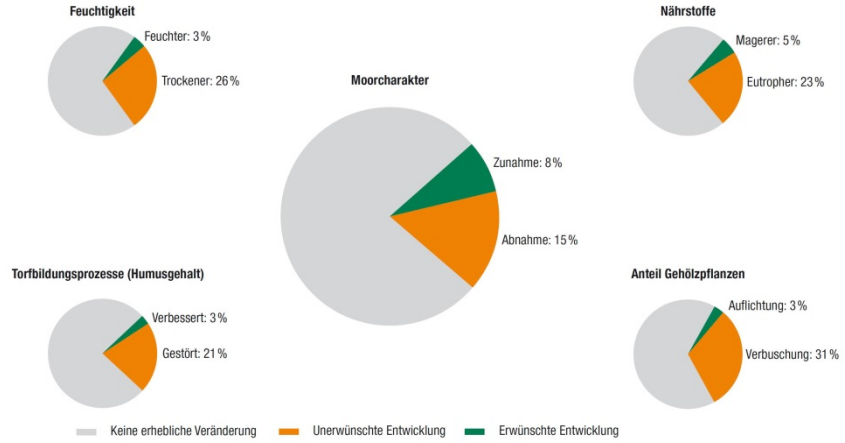


Abbildung 31: Qualitative Entwicklung der Moore (Klaus 2007). Der BDM Indikator Z11 (Qualität der wertvollen Biotope) zeigt mit denselben Daten ebenfalls die Entwicklung für die verschiedenen Moortypen.

Beobachtungsperiode 1997/2001 bis 2002/06. Unten: Anteil der Vegetationstypen an der untersuchten Moorfläche in der Zweiterhebung. Die Angaben beziehen sich auf die Anzahl der Aufnahmeflächen. Stichprobengrösse Ersterhebung: 7465 Aufnahmeflächen.

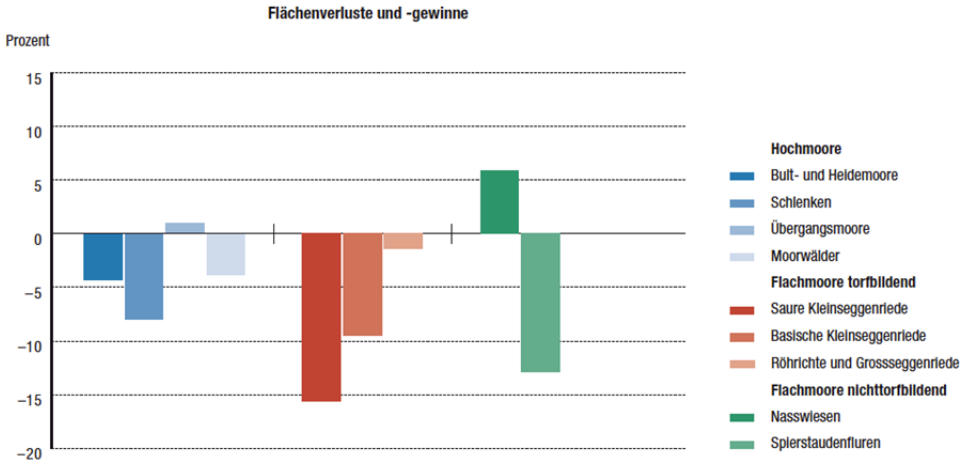


Abbildung 32: Flächenverluste und -gewinne der Moorvegetationstypen (Klaus 2007).

Schutz

Tabelle 30: Objekte der Inventare der Hoch- und Flachmoore von nationaler Bedeutung (Martin 2011). Weitere Flachmoore sind über das Aueninventar unter Seeauen erfasst (Kapitel 4.1)

Biotop	Fläche tot (ha)	Jura	Mittelland	Alpen Nordflanke	Westl. Zentralalpen	Östl. Zentralalpen	Alpensüdflanke
Flachmoore	19217.7	460.6	3536.3	13431.1	110.6	1366.2	312.9
Pufferzonen	9312.0	259.9	1533.3	6156.8	58.3	1109.8	193.9
Total FM inkl. Pufferzonen	**28529.6**	**720.5**	**5069.6**	**19587.9**	**168.9**	**2476.0**	**506.7**
Primäre Hochmoore	509.1	93.1	7.0	340.8	3.7	48.8	15.8
Sekundäre Hochmoore	1014.5	345.0	104.2	536.0	4.2	15.4	9.7
Total Hochmoore	1523.7	438.1	111.2	876.8	7.9	64.2	25.5
Hochmoorumfeld	4013.9	510.9	529.5	2328.3	83.0	332.6	229.6
Total Hochmoore inkl. Umfeld	**5537.6**	**949.0**	**640.7**	**3205.1**	**90.9**	**396.8**	**255.0**
Pufferzonen	922.1	245.1	59.4	498.6	9.7	87.3	22.0
Total Hochmoore inkl. Pufferz.	**2445.7**	**683.2**	**170.7**	**1375.4**	**17.6**	**151.5**	**47.5**

Die Moorlandschaften von nationaler Bedeutung enthalten 1’133 ha der Hoch- und 10’998 ha der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Klaus 2007).

Lebensraumdynamik

Bildung und Zersetzung von Torf

Das Alter eines Moores ist nicht nur für das Volumen des Torfkörpers, sondern auch für dessen Flächengrösse mitbestimmend.

Im oberen Teil eines Hochmoores (Akrotelm, ca. 0-75 cm) wächst die Vegetation, insbesondere Torfmoose, deren lebende Bestandteile sich in den obersten 20 cm befinden. Aufgrund des hohen Wasserspiegels wird ihr organisches Material unvollständig zersetzt. Ein Grossteil davon gelangt als CO_2 und CH_4 wieder in die Atmosphäre. Ein kleiner Teil des nicht abgebauten organischen Materials wird im anaeroben Katotelm, wo die Abbauraten viel geringer sind, langfristig als Torf abgelagert und trägt so zum Wachstum des Torfkörpers bei (Clymo 1984; Lindsay 2010).

Das Verhältnis der Wachstums- und Zersetzungsraten variiert in einem Torfkörper horizontal und vertikal und bestimmt die durchschnittliche Zu- oder Abnahme. In der Schweiz wachsen die Torfkörper von Hochmooren unter guten Bedingungen durchschnittlich um 0.5-1 mm pro Jahr in die Höhe (Klaus 2007; Lachat et al. 2010b).

Falls der Wasserhaushalt eines Moores gestört wird – z.B. durch Drainagen innerhalb oder um das Moor oder auch durch veränderte klimatische Bedingungen – kann der Wasserspiegel sinken. In Folge nimmt die Sauerstoffzufuhr zu und der Torf baut sich verstärkt ab. Die Torfzehrung kann unter solchen Umständen bis zu 25 mm pro Jahr betragen (Mathur et al. 1982).

Hydrologie

Wasser ist die Lebensader für Moore. Flachmoore und Feuchtwiesen sind abhängig von Grund- und Hangwasser (Tabelle 27 im Kapitel 4.4 Grundwasser) und werden durch die mit dem Wasser transportierten Stoffe beeinflusst. Deshalb ist nicht nur das Klima (Niederschlag, Temperatur), sondern auch die Geologie und Topographie bestimmend für die Ausbildung der verschiedenen Moortypen.

Bei Hochmooren besteht ein intakter Torfkörper bezüglich Gewicht zu 90-95 % aus Wasser (Lindsay 2010), das bei einigen Hochmooren ausschliesslich von Niederschlägen stammt. Gemäss P. Grosvernier liegen *„in der Schweiz die meisten noch bestehenden Hochmoore in der Berglage, also auf geneigtem Gelände. In solchen Lagen bildeten sich die Hochmoore über einem Hangflachmoor. Somit sind die meisten Hochmoore auch immer noch von Grund- und Hangwasser abhängig, da das unterliegende Flachmoor mit solchem Wasser weiter versorgt werden muss.*"

Der Wasserspiegel schwankt in intakten, Torf produzierenden Mooren nur wenig (4-5 cm für Hochmoore (Lindsay 2010)) und sinkt in der Vegetationsperiode meistens nicht tiefer als 20 cm unter die Oberfläche (Lachat et al. 2010b). Diese Wassersättigung ist notwendig, um ein positives Verhältnis zwischen Torfbildung und -abbau zu erhalten.

Etwas grössere Wasserspiegelschwankungen finden sich bei Feuchtwiesen (Wheeler et al. 2004). Im nördlichen Mittelland der Schweiz untersuchte Klötzli (1969) die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen. Die Flurabstände der mittleren Grundwasserspiegel lagen bei den eigentlichen Feuchtgebietsstandorten zwischen 0.05 m über und 0.60 m unter Flur, bei maximalen Jahresschwankungen zwischen 0.25-1.5m.

Wheeler et al. (2004) geben für Grossbritannien Richtlinien bezüglich typischer bzw. geeigneter hydrologischer Regime und Bereichen akzeptabler Nährstoffeinträge für die Erhaltung von Feuchtgebiets-Vegetationseinheiten. Zudem zeigen sie auf, in welche Richtungen sich die Vegetationstypen bei nicht optimalen Bedingungen verändern.

Sind die typischen hydrologischen Prozesse gestört, z.B. durch Entwässerung des Moores, kann es zu deutlichen Veränderungen in der Artengemeinschaft, der Populationsgrösse von einzelnen Arten sowie dem lokalen Aussterben von Arten kommen (Grootjans et al. 2005; Klaus 2007). Nicht nur die Drainierung von Moorflächen selbst, sondern auch Änderungen in der Hydrologie der Umgebung können sich negativ auf den Feuchtigkeitsgehalt der Moorböden auswirken (Bergamini et al. 2009a). Gemäss ExpertInneneinstufung sind bei den Hochmooren von nationaler Bedeutung für fast 100% der Objekte hydrologische Aufwertungsmassnahmen erforderlich (Ismail et al. 2009).

Hydrologische Pufferzonen

Da die Umgebung der meisten Moore genutzt wird und damit der Wasserhaushalt meistens verändert ist, sind um die Moore hydrologische Pufferzonen notwendig, die sicherstellen, dass ein genügender Zufluss von nährstoffarmem Wasser zum Moor erfolgt. Je nach Moortyp, der Fläche der Moore und den hydrogeologischen Gegebenheiten in der Umgebung variieren die notwendigen Grössen solcher hydrologischer Pufferzonen. Bereits Kuntze & Eggelsmann (1982), zitiert in Broggi & Schlegel (1989) (Tabelle 31), fordern solche Pufferzonen und geben Erfahrungswerte aus 30 Gutachten in Europa an. Diese sind aber mit Vorsicht zu geniessen, da in der Schweiz, insbesondere in den Alpen, andere Standortsverhältnisse vorhanden sind. Auch ist die Fliessrichtung des Wassers in diesen Angaben nicht berücksichtigt.

In der Schweiz sind diesbezüglich spezifische Abklärungen im Gange (Philippe Grosvernier, LIN'eco) und Projekte beim BAFU eingereicht (Ariel Bergamini, WSL). Zu prüfen wäre auch, ob für die Ausscheidung hydrologischer Pufferzonen ein ähnliches Instrument wie das des Zuströmbereiches in der Grundwasserschutzgesetzgebung geeignet wäre.

Tabelle 31: Empfohlene Breiten von hydrologischen Pufferzonen um Moore in Deutschland (Kuntze & Eggelsmann 1982).

Moortyp	**Breite der hydrologischen Pufferzone [m]**
Tiefes Hochmoor	30-80
Flaches Hochmoor über Feinsand	120-150
Flaches Niedermoor über Sand	200-350
Quell-, Bruchmoor	> 350

Nährstoffhaushalt

Die Lebensgemeinschaften der meisten Moore (Ausnahme sind Röhrichte, Grossseggenrieder und Hochstaudenfluren) haben sich unter nährstoffarmen Bedingungen entwickelt und sich dabei an diese angepasst. Sie reagieren deshalb in vielen Fällen besonders empfindlich auf bereits geringe Erhöhungen der Nährstoffgehalte bzw. deren Einträge (Bergamini & Pauli 2001; Klaus 2007; Sheppard et al. 2008). Insbesondere Moose und Flechten scheinen besonders empfindlich zu sein. Allgemein kommt es zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und -dominanz sowie zu einem Rückgang der Artenvielfalt (Cunha et al. 2002).

Dabei haben aber nicht nur Düngung oder Einträge über das Wasser, sondern auch die Deposition von Stickstoff über die Luft, insbesondere in Form von Ammoniak NH_3, negative Auswirkungen (Van der Wal et al. 2011; RoTAP 2012). Bobbink & Hettelingh (2011) nennen „critical loads" für die atmosphärische Deposition von Stickstoff (Tabelle 32). Diese Werte sind für die meisten Moore in der Schweiz bereits seit einiger Zeit überschritten, da in der Schweiz die durchschnittliche jährliche Stickstoffdeposition 19 kg/ha beträgt. Je nach Standort schwankt sie jedoch zwischen 3 und über 54 kg/ha (BAFU 2011a).

Tabelle 32: Überblick empirischer „critical loads" für Stickstoffdeposition (Bobbink & Hettelingh 2011).

Table 1 Overview of empirical critical loads of nitrogen deposition (kg N ha^{-1} yr^{-1}) to natural and semi-natural ecosystems (column 1), classified according to EUNIS (column 2), as originally established in 2003 (column 3), and as revised in 2010 (column 4).The reliability is qualitatively indicated by ## reliable; # quite reliable and (#) expert judgement (column 5). Column 6 provides a selection of effects that can occur when critical loads are exceeded. Finally, changes with respect to 2003 values are indicated in bold.

Ecosystem type	EUNIS code	2003 kg N ha^{-1} yr^{-1} and reliability	2010 kg N ha^{-1} yr^{-1}	2010 reliability	Indication of exceedance
Mire, bog and fen habitats (D)					
Raised and blanket bogs	D1[e]	5-10 ##	5-10	##	Increase in vascular plants, altered growth and species composition of bryophytes, increased N in peat and peat water
Valley mires, poor fens and transition mires	D2[f]	10-20 #	**10-15**	#	Increase in sedges and vascular plants, negative effects on bryophytes
Rich fens	D4.1[g]	15-35 (#)	**15-30**	(#)	Increase in tall graminoids, decrease in bryophytes
Montane rich fens	D4.2[g]	15-25 (#)	15-25	(#)	Increase in vascular plants, decrease in bryophytes
Moist and wet oligotrophic grasslands					
• *Molinia caerulea* meadows	E3.51	15-25 (#)	15-25	(#)	Increase in tall graminoids, decreased diversity, decrease in bryophytes
• Heath (*Juncus*) meadows and humid (*Nardus stricta*) swards	E3.52	10-20 #	10-20	#	Increase in tall graminoids, decreased diversity, decrease in bryophytes
Arctic, alpine and subalpine scrub habitats	F2	5-15 (#)	5-15	#	Decline in lichens, bryophytes and evergreen shrubs
Northern wet heath	F4.11				
• 'U' *Calluna*-dominated wet heath (upland moorland)	F4.11[e,h]	10-20 (#)	10-20	#	Decreased heather dominance, decline in lichens and mosses, increased N leaching
• 'L' *Erica tetralix*-dominated wet heath (lowland)	F4.11[e,h]	10-25 (#)	**10-20**	(#)	Transition from heather to grass dominance

Nährstoff-Pufferzonen

Für die Erhaltung der Moore und ihrer Lebensgemeinschaften müssen Nährstoffeinträge tiefgehalten werden (Tabelle 32). Neben Massnahmen, die bei den Nährstoffemissionen allgemein und dem Nährstoffeinsatz in der Landwirtschaft ansetzen, sind Nährstoff-Pufferzonen eine mögliche Massnahme.

Dass Nährstoff-Pufferzonen bei einer korrekten Umsetzung ihre gewünschte Wirkung entfalten, wurde unter anderem im Rahmen der Wirkungskontrolle Moorschutz nachgewiesen (Klaus 2007).

Eine Anleitung für die Ausscheidung von Nährstoff-Pufferzonen bei Moorbiotopen geben Marti et al. (1997), wo **Nährstoff-Pufferstreifen bis 75 m** gefordert werden. Bei Objekten der Moorinventare sind sie im Durchschnitt 20 bis 40 Meter breit (Ismail et al. 2009).

Für die gesamte Schweiz wird für die national (und inkl. regional) bedeutenden Moorobjekte mit einer notwendigen Fläche von **Nährstoffpufferzonen um Flachmoore von ca. 9'310 ha (14'689 ha) und um Hochmoore von ca. 920 ha (953 ha)** gerechnet (Tabelle 30). Ohne Überlappungen beläuft sich die gesamte benötigte Fläche an Nährstoff-Pufferzonen um Moore auf ca. **15'062 ha**. Allerdings gibt es bei der Umsetzung grosse Lücken, wie die Wirkungskontrolle Moorschutz, Umfragen bei den Kantonen und das Biodiversitätsmonitoring (BDM-Indikator M2) zeigen (Tabelle 33). Erst in der Hälfte der Kantone sind die Nährstoff-Pufferzonen um Moore von nationaler Bedeutung zu mehr als 75 % umgesetzt (Klaus 2007). Schweizweit fehlen um die Moorobjekte von nationaler Bedeutung schätzungsweise 70% der notwendigen Flächen von Nährstoff-Pufferzonen um Flachmoore und 50% um Hochmoore (Volkart et al. 2012).

Tabelle 33: Stand der Ausscheidung von Nährstoff-Pufferzonen um Hoch- und Flachmoore sowie Auen von nationaler Bedeutung. Angaben in %-Anteile der Flächen, bei Auen %-Anteile der Objekte (Volkart et al. 2012).

Stand der Ausscheidung von Pufferzonen für Hochmoore, Flachmoore und Auen in den biogeographischen Regionen. Angaben in %-Anteile der Fläche, bei den Auen %-Anteile der Objekte.
(Quelle: BAFU/BDM, 2010, Basis Kantonsumfrage 2006)

Region	Pufferzonen ausgeschieden?	Hochmoore	Flachmoore	Auen
Jura	nein	-	4	26
	ja	98	87	55
	nicht notwendig	1	0	3
	keine Angaben	1	9	16
Mittelland	nein	5	20	11
	ja	71	47	17
	nicht notwendig	1	2	53
	keine Angaben	23	30	19
Alpennordflanke	nein	31	23	15
	ja	25	19	18
	nicht notwendig	4	3	12
	keine Angaben	40	55	55
Westliche Zentralalpen	nein	-	-	71
	ja	100	73	29
	keine Angaben	-	27	-
Östliche Zentralalpen	nein	80	50	15
	ja	20	50	0
	nicht notwendig	-	-	69
	keine Angaben	-	-	16
Alpensüdflanke	nein	17	3	46
	ja	77	16	24
	nicht notwendig	-	-	25
	keine Angaben	6	81	6

Bewirtschaftung

Die Nutzung der Moore ist einerseits eine ihrer grössten Gefährdungsursachen und andererseits für gewisse Moortypen unerlässlich für ihre Erhaltung. Hochmoore erhalten sich von selbst und ihre Nutzung (Torfabbau, allfällige landwirtschaftliche Nutzung) ist in fast allen Fällen mit ökologisch gesehen negativen Auswirkungen verbunden.

Die meisten Flachmoore und Feuchtwiesen sind hingegen auf eine extensive Nutzung (Schnitt oder Beweidung) angewiesen (BUWAL (Hrsg.) 2002a), denn nur ein kleiner Teil ist natürlicherweise waldfrei. So beeinflusst die Aufgabe der Beweidung von Flachmooren die Artenzahl, Dichte und Biomasse von typischen Flachmoor-Pflanzen wie auch Moos-Arten (Peintinger & Bergamini 2005).

Klimaveränderung

Aufgrund der Klimaveränderung ist damit zu rechnen, dass sich klimatisch günstige Gebiete für torfbildende Moore geographisch verschieben. Denn Temperatur und Niederschlag beeinflussen den Wasserhaushalt sowie das Wachstum von Torfmoosen und damit die Bildung wie auch die Zersetzung von Torf.

Botschaft

- Der Aufbau eines Torfkörpers erfolgt sehr langsam (0.5–1 mm / Jahr), die Zersetzung bei ungünstigen Bedingungen sehr schnell (-25 mm / Jahr).
- Eine gute Qualität der Moore (Wasserhaushalt, Nährstoffe) ist unerlässlich, um die Fläche der Moore bzw. der typischen Vegetationseinheiten zu erhalten.
- Die Wasserzufuhr aus dem Einzugsgebiet von Flachmooren, Feuchtwiesen und indirekt der meisten Hochmoore muss sichergestellt sein, um diese Lebensräume zu erhalten. Eine mögliche Massnahme sind hydrologische Pufferzonen (Flächenbedarf unbekannt) in ihrem Einzugsgebiet. Drainagen und Entwässerungsgräben innerhalb der Moore sind nicht mit ihrer langfristigen Erhaltung vereinbar.
- Der Eintrag von Nährstoffen in Moore ist eine der Hauptgefährdungsursachen der Moore.
- Zur Verminderung des Nährstoffeintrages in die Moore von nationaler und regionaler Bedeutung sind schweizweit ca. 15'062 ha Nährstoff-Pufferzonen notwendig.
- Der Umsetzungstand der Nährstoff-Pufferzonen ist ungenügend. Alleine um die Moorobjekte von nationaler Bedeutung fehlen ca. 70% der notwendigen Flächen von Nährstoff-Pufferzonen um Flachmoore und 50% um Hochmoore.
- Die aktuelle Stickstoffdeposition in Folge der Emissionen in den Moorumgebungen und generell in der Schweiz gefährdet die langfristige Erhaltung der Moore.

Artspezifische Prozesse

Auf Vegetationsveränderungen infolge einer Veränderung des Wasser- oder Nährstoffhaushaltes wird obenstehend im Unterkapitel Prozesse eingegangen.

Sukzession

In tieferen Lagen wandern Schilf (*Phragmites australis*), Seggen (*Carex spp.*) und invasive Neophyten (*Solidago gigantea*) relativ schnell in Flachmoore und Feuchtwiesen ein, wenn ihre Nutzung aufgegeben wird (Voser-Huber 1992; Buchwald 1996; Brülisauer and Klötzli 1998 zitiert in Peintinger & Bergamini 2005).

In kalkreichen Flachmooren der Voralpen (Caricion davallianae, > 950 m) sind Sukzessionsraten hingegen eher tief. Flächen, die bis zu 35 Jahren lang nicht genutzt wurden, enthielten immer noch eine beträchtliche Anzahl typischer Flachmoorarten. Kurz nach der Nutzungsaufgabe scheint sich die Artenzusammensetzung zwar relativ schnell zu verändern. Spätere Veränderungen, d.h. die Sukzessionen auf schon länger aufgegebenen Flächen, sind jedoch eher langsam (Peintinger & Bergamini 2005).

Feldmeyer-Christe et al. (2011) beobachteten während 21 Jahren die Sukzession auf anfangs unbewachsenem Torf nach einem Erdrutsch (bog burst) auf einer genutzten Moorfläche (Mischung aus Hoch- sowie sauren und kalkreichen Flachmoorflächen) im Jura.

Torf ist aufgrund der extremen Bedingungen für Pflanzen schwierig wiederbesiedelbar, insbesondere wenn keine Diasporen im Boden vorhanden sind (Salonen 1987), was bei der Schweizer Studie aber nicht der Fall war. 20 Jahre nach dem Ereignis wiesen 8 von 21 Probeflächen immer noch eine Bedeckung von höchstens 60 % auf. Insbesondere Moose brauchten viel Zeit für die Besiedlung und erst nach 8 Jahren wurde wieder eine Moosbedeckung bemerkbar. Die Artenzahl von Moosen und Pflanzen stieg von 19 Arten ein Jahr nach dem Ereignis auf 114 nach 20 Jahren. Im Verlauf der Aufnahmen wurden insgesamt 195 Arten festgestellt.

Die Entwicklung zeigt, dass sich bei günstigen Bedingungen, d.h. wenn sich wieder ein funktionierender Torfkörper aufbauen kann, die Moorvegetation wieder entwickeln kann. Es wird aber mit langen Zeiträumen gerechnet - mehr als 20 Jahre für die Bildung von Moosschichten, die Wasserspiegelschwankungen mindern, und 200 Jahre bis die hydrologischen Bedingungen wieder ähnlich sind wie vor einem Erdrutsch.

Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung und Limikolenrastplätze

Die verbliebenen Feuchtgebiete spielen unter anderem eine wichtige Rolle für Zugvögel im internationalen Kontext. Die wichtigsten davon sind als Ramsar-Gebiete (Tabelle 34) oder als Wasser- und Zugvogelreservate von internationaler und nationaler Bedeutung (vgl. Kapitel 5.8) (Keller 2011) geschützt.

Schmid et al. (1992) haben zudem besonders wertvolle, wichtige und lokal bedeutende Limikolenrastplätze identifiziert. 25 % dieser Gebiete sind max. 10 Hektar gross, und die dort rastenden Vögel des-

halb besonders anfällig auf Störungen (Tabelle 35 sowie Abbildung 8 in Kapitel 4.1). Die Raumansprüche einiger typischer Feuchtgebiets-Vogelarten können aufgrund der grossen Flächenverluste in der Schweiz jedoch nicht mehr oder höchstens noch für einzelne Brutpaare erfüllt werden.

Tabelle 34: Ramsar-Gebiete in der Schweiz.

Ramsar-Gebiete (Stand 02.02.2012)	Kanton	Fläche [ha]
Bolle di Magadino	Tessin	663
Fanel et Chablais de Cudrefin	Bern, Neuchâtel, Vaud	1'155
Kaltbrunner Riet	St. Gallen	157
Klingnauer Stausee	Aargau	364
Laubersmad-Salwidili	Luzern	1'376
Le Rhône genevois – Vallons de l'Allondon et de La Laire	Genève	1'929
Les Grangettes	Vaud	6'342
Niederried Stausee	Bern	297
Rhonegletschervorfeld	Wallis	317
Rive sud du lac de Neuchâtel	Fribourg, Vaud	1'705
Vadret da Roseg	Graubünden	383
Gesamtfläche [ha]		**14688**

Tabelle 35: Grössenklassen, jeweilige Anzahl und Anteil von Limikolen-Rastplätze in der Schweiz (Schmid et al. 1992).

Grösse [ha]	Anzahl	Anteil [%]
< 1	5	2
1-10	43	22
10-100	92	47
100-1000	50	26
>1000	6	3

Ökologische Auswirkung des Flächenverlustes und der Fragmentierung

Die Entwicklung der Feuchtgebiete bezüglich Grösse, Konnektivität und Anzahl wird in Abbildung 33 am Bsp. des Kantons Zürich gezeigt.

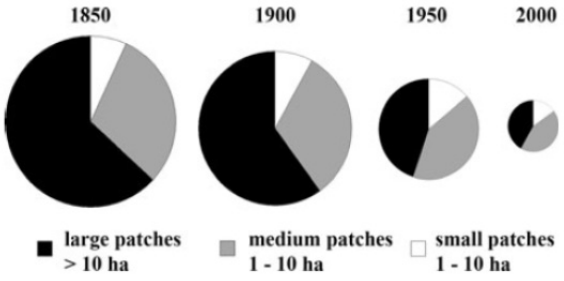


Fig. 5 Proportion of total wetland area by patch size classes. The size of the circle is proportional to the total wetland area for each dataset

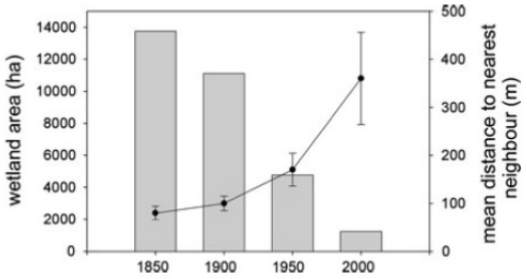


Fig. 7 Changes in wetland area (*bars*) and mean distance to the nearest neighboring wetland patch (points including standard error) for the period 1850 to 2000

Table 2 Changes in wetland area, percentage of total landscape (PLand), number of wetland patches, mean patch size, and size of the largest patch for the period 1850–2000

	PLand (%)	Number of patches	Mean patch size (ha)	Largest patch (ha)
1850	8.3	4,341	3.2 (±1.8)	977
1900	6.7	3,837	2.9 (±1.7)	558
1950	2.9	2,538	1.9 (±1.4)	234
2000	0.7	708	1.7 (±1.3)	191

Abbildung 33: Veränderung von Feuchtgebieten im Kanton Zürich (Gimmi et al. 2011).

Für Amphibien sind Ausbreitungsdistanzen relativ gut bekannt (Jehle & Sinsch 2007). Gimmi et al. (2011) zeigen, dass aufgrund des Rückgangs der Feuchtgebiete der regelmässige Austausch von Individuen zwischen Amphibien-Populationen verschiedener Feuchtgebiete mit Ausnahme von einigen Kerngebieten nicht mehr gewährleistet werden kann *(Abbildung 34)*. Es wird deshalb nicht ausreichen, den Rückgang an Fläche und Qualität zu stoppen. Es sind Aufwertungsmassnahmen in der Landschaft notwendig.

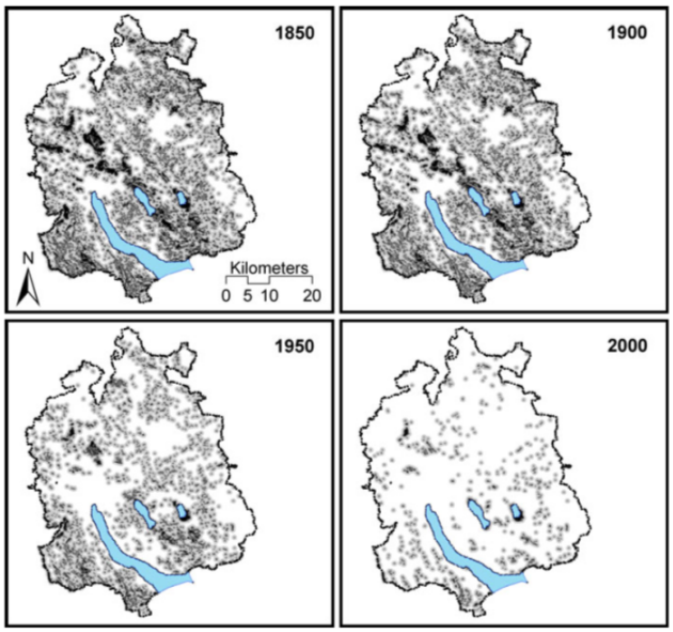


Fig. 6 Changes in wetland connectivity from 1850 to 2000. Wetlands are shown in *black*. Typical amphibian dispersal distances of 300 m and 1 km are indicated by buffers of 150 (*dark grey*) and 500 m (*light grey*)

Abbildung 34: Veränderung in der Konnektivität von Feuchtgebieten im Kanton Zürich, Schweiz (Gimmi et al. 2011).

In einem laufenden Projekt (WSL, Gruppe Biodiversität und Naturschutzbiologie, Lebensraumdynamik: "*Gibt es eine Aussterbeschuld in Mooren des Kantons Zürich? Untersuchungen zur Rolle der historischen Vernetzung und Flächengrösse für die heutige Biodiversität*") wird vertieft untersucht, wie sich der Flächenverlust und die zunehmende Isolation von Moorflächen auf die moorspezifischen Organismen auswirkt.

Wettstein & Schmid (1999) fanden zwischen der Anzahl Schmetterlingsarten und der Flächengrösse der besiedelten Flachmoore, der Feuchtgebietsfläche im Umkreis von 4 km und dem Anteil angrenzender anderer geeigneter Habitate (Abbildung 35) jeweils positive Korrelationen.

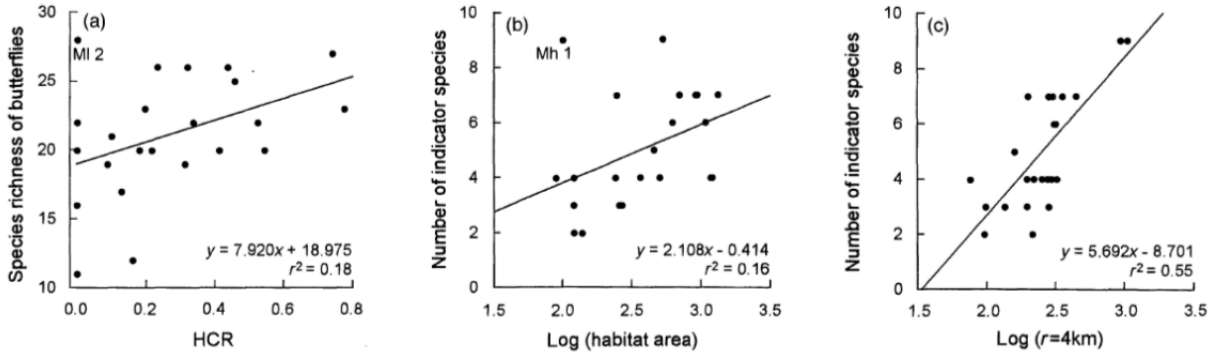


Fig. 4. Influence of three attributes of habitat fragmentation on butterfly diversity: (a) species richness per site and the proportion of adjoining habitats with conservation relevance (HCR); (b) total number of indicator species at the site and the habitat area of the site; (c) total number of indicator species at the site and the additional area of wetland habitats within a radius of 4 km (AWH). Ml 2 had no adjoining habitats with conservation relevance, but one of the most diverse areas of moorland in Switzerland (Schwantenau) is only 1 km away. Mh 1 is situated within the largest wetland landscape of the study area (Moorlandschaft Ibergeregg, 1058·9 ha of fens within a radius of 4 km around the site).

Abbildung 35: Beziehung zwischen der Anzahl Schmetterlinge und dem Anteil angrenzender anderer geeigneter Habitate, der Flächengrösse der besiedelten Flachmoore sowie der Feuchtgebietsfläche im Umkreis von 4 km (Wettstein & Schmid 1999).

Habitatsfragmentierung ist nicht nur für Tiere kritisch, sondern kann auch die Ausbreitung und den Austausch zwischen Pflanzenpopulationen beeinflussen (Middleton 2006; Soons 2006). Hooftman & Diemer (2002) zeigen, dass die Populationsstruktur von Feuchtgebietspflanzen (Carex davalliana, Succisia pratensis) durch die Isolation und Flächengrösse beeinflusst wird. Auf kleinen isolierten Flächen wurde eine geringere Samenproduktion als auf grösseren Flächen festgestellt.

Für gewisse Torfmoose und andere Arten, die sich über Sporen verbreiten, wird angenommen, dass die Distanz zwischen einzelnen Flächen keine grosse Rolle spielt, da sie sich auch über 100 km hinweg ausbreiten (Szövényi et al. 2012). Vermutlich sind für diese Arten eher die Flächengrösse und -qualität sowie genügend grosse Populationen entscheidend (Schnyder et al. 2004).

Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2006) nennt für Arten des feuchten und nassen Grünlandes Maximalentfernungen zwischen einzelnen Flächen. Falls keine isolierenden Barrieren vorhanden sind, können **wenig mobile kleine Tierarten wenige 100 m, Arten mittlerer Mobilität wie Tagfaltern bis zu 3 km** und größere und flugfähige Arten vielen Kilometer überwinden (Tabelle 36). **Zwischen Kerngebieten werden Trittsteine in einer Maximalentfernung von 3 (bis 15) km** empfohlen.

In der Schweiz können die Moorlandschaften (vgl. untenstehend) als Kerngebiete (Schwerpunktregionen) für die Lebensgemeinschaften betrachtet werden.

Tabelle 36: Empfohlene Maximaldistanzen zwischen Einzelflächen verschiedener Lebensraumtypen, um den Austausch von Individuen zwischen Populationen zu gewährleisten.

Lebensraum	Maximaldistanzen	Quelle
Feuchtes und nasses Grünland	(100 m -) 300 m (- 500 m) für wenig mobile Arten	(IKSR 2006)
Sümpfe, Röhrichte, Hochstaudenfluren	5 km 1-2 km für regelmässigen Austausch	(Broggi & Schlegel 1989; IKSR 2006)
Moore		

Laichgebiete für Fische

Überschwemmte Feuchtwiesen (Riedwiesen) an Seeufern können auch gewissen Fischarten (Schleihe, Hecht) als Laichgebiete (Muggli et al. 2010) dienen. Aufgrund der regulierten Wasserspiegel der meisten Seen tritt dies Möglichkeit aber nur noch sehr selten auf (vgl. Kapitel 4.1 Seen und Ufer). Weitere Informationen zu Laichgebieten finden sich im Kapitel 5.5.

Botschaft

- Die meisten Flachmoore und Feuchtwiesen sind auf eine extensive, standortangepasste Bewirtschaftung angewiesen.
- In der Schweiz befinden sich mehrere international bedeutende Feuchtgebiete.
- Aufgrund des quantitativen Verlustes und der Fragmentierung sind die Distanzen zwischen den noch bestehenden Feuchtgebieten so gross, dass ein regelmässiger Austausch von Individuen zwischen Populationen in verschiedenen Feuchtgebieten nicht mehr gewährleistet werden kann. Eine Ausnahme bilden wenige Kerngebiet.
- Kerngebiete (z.B. Moorlandschaften) mit relativ kleinen Distanzen zwischen einzelnen Moorflächen bieten gute Möglichkeiten grosse Populationen zu erhalten.
- Distanzen zwischen Feuchtgebieten von weniger als 3 km ermöglichen vielen Arten einen regelmässigen Individuen-Austausch zwischen Populationen.
- Die bestehende Fläche und Anzahl Moore genügt nicht für die langfristige Erhaltung ihrer Biodiversität. Wiederherstellungs- und Aufwertungsmassnahmen sowie die Schaffung von Trittsteinbiotopen in der Landschaft werden als notwendig erachtet.
- Die Regeneration der meisten Moor-Vegetationstypen braucht lange Zeit.

Arten und Lebensräume

Habitats-Spezialisten und Rote Liste Arten

Rund 600 in der Schweiz vorkommende Tier- und Pflanzenarten gelten als Moorspezialisten (Lachat et al. 2010b). Ca. ein Viertel der in der Schweiz bedrohten Gefässpflanzenarten kommen in den Hoch- und Flachmooren von nationaler Bedeutung vor (Klaus 2007).

In kalkreichen Flachmooren der Voralpen zeigt sich zwischen 1995-2006 trotz extensiver Bewirtschaftung ein Rückgang von Habitatsspezialisten und Rote Liste Arten (Gefässpflanzen und Moose). Damit korreliert ist die gleichzeitige Verminderung der Habitats-Qualität. Die erhöhte Pfanzenbiomasse, Zeigerwerte der Pflanzen, Nährstoffindikatoren und abnehmende Torf-Indikatoren weisen auf eine Eutrophierung und auf abnehmende Feuchtigkeitsgehalte als Ursachen hin (Bergamini et al. 2009a). Für beide Ursachen sind auch Veränderungen in der Umgebung der Moore relevant.

Obwohl die Gesamtfläche der Moore von nationaler Bedeutung fast konstant blieb, nahm tendenziell die Fläche von Vegetationstypen mit vielen gefährdeten Arten mit Ausnahme der Nasswiesen ab (Abbildung 36, Abbildung 32).

Durchschnittlicher Anteil Rote-Liste-Arten an der Gesamtartenzahl in den einzelnen Vegetationstypen auf einer Fläche von einer Hektare.

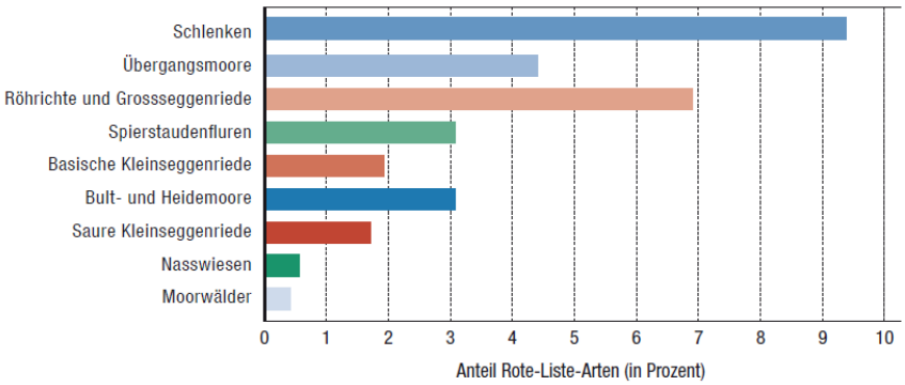


Abbildung 36: Anteil Rote Liste Arten pro Vegetationseinheit (Klaus 2007).

Vegetationseinheiten der Moore

Die Vegetationseinheiten der Moore sind nicht regelmässig über die Schweiz verteilt und kommen je nach Einheit auch nur in einem bestimmten Höhenbereich vor (Graf et al. 2010) (Abbildung 37).

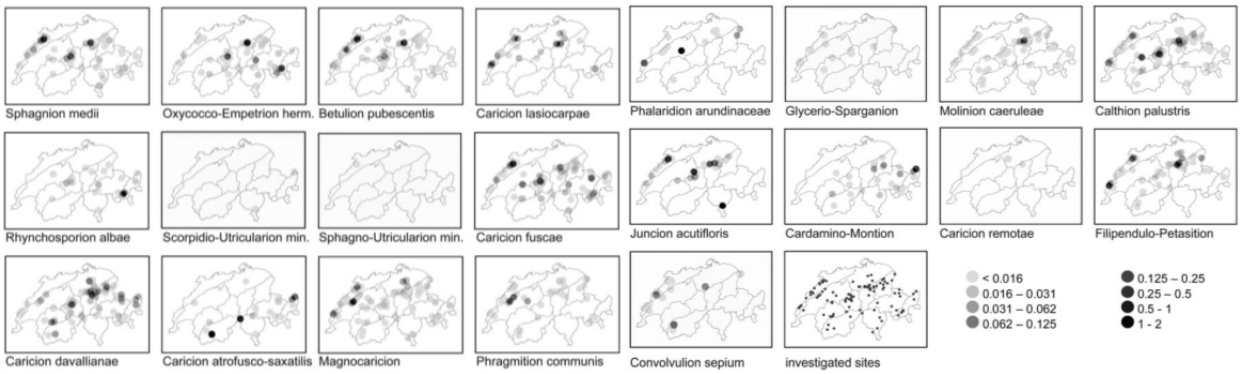


Abbildung 37: Verteilung und relative Dichte (Feststellungen pro km^2) von Vegetationseinheiten der Moore (Graf et al. 2010).

Moorlandschaften

Gebiete, die in der Schweiz stark durch Moore geprägt sind, werden als Moorlandschaften bezeichnet (ARE et al. 2011; Schwyzer et al. 2012). Die typischsten sind im Inventar der Moorlandschaften von nationaler Bedeutung erfasst (Abbildung 38). Diese 89 Gebiete mit einer Fläche von 87'404 ha können als Schwerpunktgebiete für die verschiedenen Moorlebensräume betrachtet werden. Hoch- bzw. Flachmoore von nationaler Bedeutung nehmen darin aber nur einen Flächenanteil von 1.3% (1133 ha) bzw. 12.6% (10'998 ha) ein (Klaus 2007). Besondere Bedeutung haben Moorlandschaften auch, weil viele Organismen nicht auf einen einzigen Lebensraum angewiesen sind, sondern auf Lebensraumkomplexe (Wald, Moor, Gewässer). Zudem kommen in den Moorlandschaften besonders viele Rote Liste Arten vor, von denen gewisse für ihr Überleben in der Schweiz auf die Moorlandschaften angewiesen sind (Steiner & Grünig 1997).

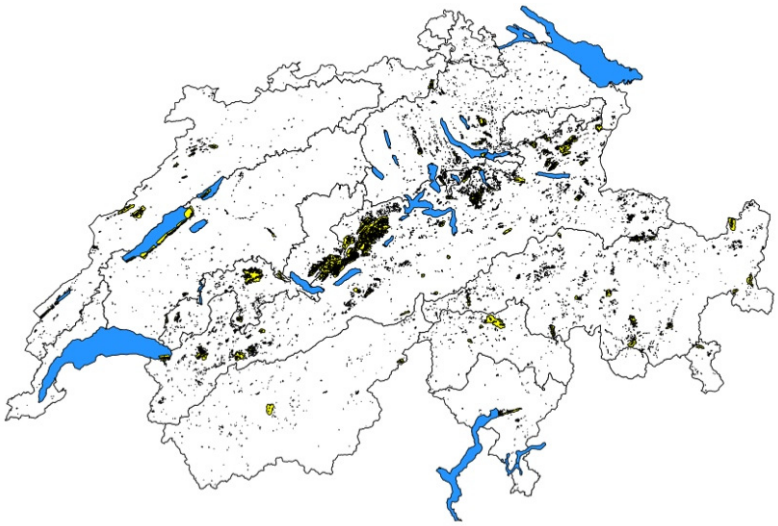


Abbildung 38: Moorflächen um 2010 (schwarz) und Moorlandschaften (gelb, teilweise von Moorflächen verdeckt) (Lachat et al. (2010a), BAFU, swisstopo).

Torfbildende Flachmore

Peintinger et al. (2003) untersuchten Arten-Areal Beziehungen von kalkreichen Flachmooren anhand von 36 Flächen (0.87 – 18.51 ha), die auf 3'500 km^2 in der Schweiz verteilt sind. Es fanden sich deutlich positive Arten-Areal Beziehungen für Gefässpflanzen und Schmetterlinge und marginal positive Beziehungen für Moose und Heuschrecken (Abbildung 39). Die kumulativen Arten-Areal Kurven zeigen deutlich, dass auch kleine Flachmoorflächen wertvoll sind.

Mehrere kleine im Raum verteilte Flächen vermögen einen grösseren Bereich an unterschiedlichen Standortfaktoren und Habitaten sowie regional unterschiedliche Artenpools etc. abzudecken und somit potenziell mehr Arten zu beherbergen als wenige grosse. Gleichzeitig sind aber auch grosse Flächen wichtig, denn auch Studien für Feuchtgebietsarten in der Schweiz deuten darauf hin, dass die Vitalität oder genetische Variabilität von kleinen Populationen geringer und das Aussterberisiko in kleinen, isolierten Habitaten höher ist als in grösseren (Lienert et al. 2002; Hooftman & Diemer 2002). Kleinere Flachmoorflächen weisen zudem weniger Strukturen und Kleinhabitate auf, die Artendichte ist geringer und Populationen kleiner (Steiner & Grünig 1997). Bei kleinen Flächen wirken sich Randeffekte zudem stärker aus als bei grösseren. Lienert & Fischer (2003) zeigen am Beispiel von *Primula farinosa*, dass die Dichte der Pflanzen im Randbereich von Mooren im Vergleich zum Zentrum geringer ist, die Pflanzen einen tieferen Samenansatz aufweisen und stärker durch Herbivoren geschädigt werden.

Grossflächige Moore und solche mit geringen Distanzen untereinander sind deshalb besonders schutzwürdig (Broggi & Schlegel 1989).

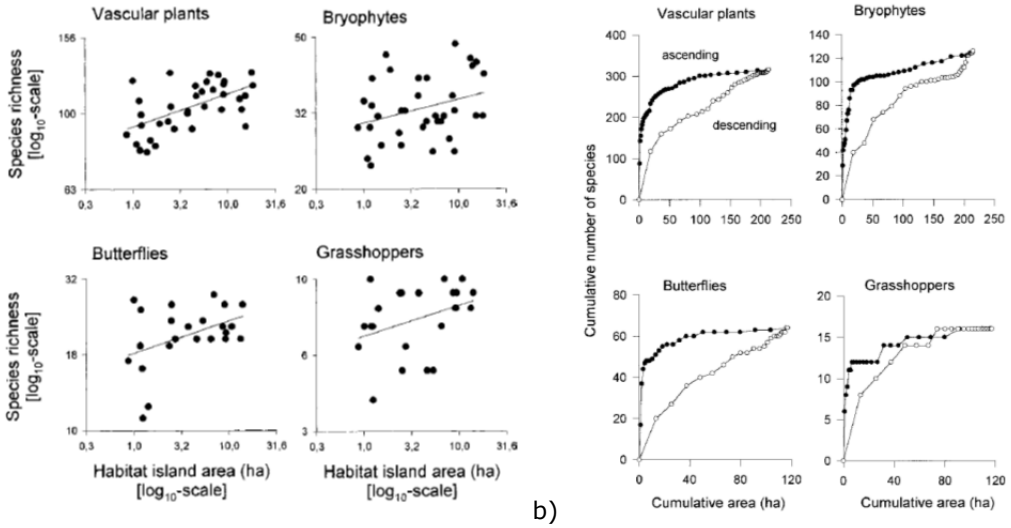


Abbildung 39: Arten-Areal Beziehungen (a) und Kumulative Arten-Areal Kurven (b) für Gefässpflanzen und Moose (n=36), sowie tagaktive Schmetterlinge und Heuschrecken (n=23) in 36 kalkreichen Flachmooren (0.87 – 18.51 ha) der Schweiz (Peintinger et al. 2003).

Feuchtwiesen
Für einzelne Flächen von feuchtem und nassem Grünland empfiehlt die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2006) **Mindestgrössen von (1-) 5 (-10) ha** anzustreben. In Schwerpunktgebieten sind zusammenhängende **Grünlandkomplexe mit mindestens (50-) 250 (bis 500) ha** wünschenswert.

In einigen Regionen der Schweiz, z.B. Aargau, wurden Wiesen insbesondere zur Düngung mehrmals pro Jahr überflutet. Solche Wässermatten können prägend sein für ganze Landschaften. Diese werden im Katalog der charakteristischen Kulturlandschaften der Schweiz als Wiesenwässerungslandschaften bezeichnet (Schwyzer et al. 2012).

Hochmoore
Hochmoore weisen im Vergleich zu anderen Lebensräumen eine relativ geringe Anzahl Arten auf. Diese sind allerdings häufig stark auf die speziellen Lebensbedingungen spezialisiert. Dies ist z.B. der Fall für eine Unterart des Hochmoor-Gelblings (Colias palaeno europome), die gemäss Steiner & Grünig (1997) **minimale Hochmoorflächen von mindestens 10 ha** benötigt. Moortypische Libellen sind gemäss Wildermuth & Kuery (2013) auf **mehrere Moorgewässer pro Hektar** Moor angewiesen.

Übergangsmoore
Einen speziellen Typ der Übergangsmoore bilden Schwingrasen. 83 Objekte (primäre Schwingrasen > 1 Are mit Vorkommen von Carex limosa und Carex magellanica) sind in einem Inventar (Stand 1984/85) mit Zentrumskoordinaten erfasst. Die Gesamtfläche der Objekte betrug 1984/85 ca. 1'118 ha (BAFU 1989).

Botschaft

- Der anhaltende Rückgang von moorspezifischen Arten zeigt, dass die Fläche und Qualität der verbliebenen Moorfläche von ca. 33'700 ha für ihre Erhaltung nicht genügt.
- Der schleichende Qualitätsverlust verursacht anhaltende Flächenverluste.
- Um die Biodiversität der Moore zu erhalten, ist die Sicherung von Flächen in verschiedenen Regionen und Höhenstufen nötig.
- Moorlandschaften bilden Schwerpunktgebiete für die Erhaltung der Moorlebensgemeinschaften und der Arten, die auf ein Mosaik von Lebensräumen angewiesen sind.Für einzelne Moorflächen wird empfohlen Grössen von mehr als 5-10 ha anzustreben. Kleinere wie auch qualitativ beeinträchtigte Flächen spielen aber ebenfalls eine wichtige Rolle im Lebensraumverbund, z.B. als Trittsteinbiotope.
- Für verschiedene Arten sind auch kleinere Wasserflächen innerhalb der Moore unerlässlich.

Ökosystemleistungen

Moore weisen vielseitige Wechselwirkungen mit ihrem Umfeld auf und wirken durch Funktionen wie Speicherung von Stoffen (Wasser, CO_2) oder Bremsung von Prozessen (Verzögerung des Abflusses) stabilisierend und regulierend auf den Landschaftshaushalt. Sind Moore beeinträchtigt, sind solche Funktionen in ihrer Leistungsfähigkeit stark beeinträchtigt (Broggi & Schlegel 1989).

Die Verschlechterung des qualitativen Zustandes der Moore (Abbildung 31) führt zu einer abnehmenden Leistungsfähigkeit der Ökosystemleistungen dieser Lebensräume. Um letztere aufrechtzuerhalten ist die Erhaltung der Qualität der Moore unerlässlich. Neben Massnahmen in den Flächen können geeignete Massnahmen im Wassereinzugsgebiet der Moore zum Ziel führen.

Hochwasserprävention
Torfböden können grosse Mengen an Wasser speichern. Die hohe Verdunstung in den warmen Jahreszeiten wirkt ausgleichend auf die umgebende Landschaft. Die Wirkung bezüglich Hochwasserprävention ist umstritten, weil sich der Wasserspiegel in intakten Mooren relativ nahe an der Oberfläche befindet und die weitere Aufnahmekapazität dadurch relativ gering ist (Van der Wal et al. 2011).

Langjährige Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene in Bayern zeigen jedoch, dass die Abflussvolumen aus Gebieten mit landwirtschaftlich genutzten oder aufgeforsteten Hochmoorflächen bei allen Ereignisgrössen deutlich höher war als die Abflüsse aus einem Gebiet mit unberührten Moorflächen. Anstieg und Abfall des Hochwasserabflusses verliefen auf den entwässerten Moorflächen zudem wesentlich schneller. Entwässerungsmassnahmen von Mooren führten also zu eindeutig negativen Auswirkungen bezüglich der Hochwasserprävention. Studien aus Skandinavien deuteten dies bereits früher an

(Zollner & Cronauer 2003). Ebenso zeigen ähnliche Studien aus Frankreich, dass Moore in Einzugsgebieten zu einer Verzögerung des Abflusses und einer Abflachung der Hochwasserereignisse führen (Martin et al. 2000; Cognard-Plancq et al. 2004). Hinweise existieren, dass auch Flachmoore ähnliche Effekte ausüben (Van der Wal et al. 2011).

Kohlenstoffspeicher

Torfbildende Moore sind weltweit der wichtigste terrestrische Langzeitspeicher für organischen Kohlenstoff (Parish et al. 2008). Zudem gehören sie bezüglich Raumbedarf zu den Flächen-effizientesten Kohlenstoffspeichern (Trumper et al. 2009) (vgl. Unterkapitel Wachstum und Zersetzung) und ihre Erhaltung stellt einen kostengünstigen Beitrag zum Klimaschutz dar (Drösler et al. 2012). So speichern die intakten Moore der Schweiz schätzungsweise 11 % des Kohlenstoffs der Landwirtschafts-, Moor- sowie der zugänglichen Waldböden, obwohl sie weniger als 1% dieser Fläche einnehmen (Tabelle 37).

Eine 15 cm hohe Torfmoose-Schicht enthält gemäss Lindsay (2010) bis zu 50 t C pro Hektar, was ca. 5 mal mehr ist als auf einem beschädigten Hochmoor mit nur schwach ausgeprägter Sphagnum-Schicht. Andererseits können vernässte Böden aber auch eine CH_4-Quelle (Methan) darstellen (Van der Wal et al. 2011). Im Akrotelm von Hochmooren wird Methan sowohl produziert als auch umgewandelt. Für das Katotelm gibt es Hinweise, dass das produzierte Methan zu einem grossen Teil dort zurückgehalten wird. Trotz des im Vergleich zu CO_2 25 mal höheren Treibhausgas-Potenzials von Methan sind intakte, torfmoosreiche Hochmoore aber sehr wahrscheinlich in den allermeisten Fällen Kohlenstoff-Senken (Lindsay 2010).

Hingegen werden Moore und organische Böden unter ungünstigen Standortbedingungen (Torfabbau, Entwässerung, Nährstoffeinträge, Ackerbau,…), wie es bei vielen Flächen in der Schweiz der Fall ist (Klaus 2007), zu grossen Kohlendioxid- und Lachgas-Emittenten (CO_2- und N_2O) (Byrne et al. 2004; Grünig 2008). So wird geschätzt, dass bei der Kultivierung von Moorböden in der Schweiz seit 1885 12.4 ± 7.6 Mt organischer Kohlenstoff verloren ging (Leifeld et al. 2005).

Tabelle 37: Gespeicherter Kohlenstoff in organischen und mineralischen Böden im Landwirtschaftsgebiet, in Mooren (Leifeld et al. 2005) sowie im Wald (Perruchoud et al. 2000) in den Jahren 2000 bzw. 1993 sowie Anteil an Gesamtspeicher, Anteil an der Fläche sowie Kohlenstoffgehalte pro ha.

Boden	Kohlenstoff in Böden der Schweiz [Mt C]	Anteil an Speicher in berücksichtigten Böden [%]	Fläche [ha]	Anteil der berücksichtigten Bodenfläche [%]	Durchschnittl. Kohlenstoffgehalte [t C ha^{-1}]
Intakte Moore (unkultiviert oder Weide)	32.2 ± 6.4	11	25000	0.9	1600
Kultivierte Moorböden (v.a. Ackerbau)	15.0 ± 3.6	5	17000	0.6	710 - 1050
alle organische Böden	*47.2 ± 7.3*	17	*42000*	1.6	-
Mineralische Böden (Landwirtschaft)	122.6 ± 15.8	44	1488000	55.9	62.9 - 117.4
Moore und landwirtschaftliche genutzte Böden	*170 ± 17*	61	*1520000*	57.5	-
zugängliche mineralische Waldböden	110	39	1139900	42.9	98
total berücksichtigte Bodenfläche	*280*	100	*2659900*	100.0	-

Kulturelle Leistungen

Moorlandschaften werden als besonders attraktiv empfunden, dienen damit der Erholung und als Anziehungspunkt des Tourismus (BAFU 2002).

Torfböden sind wissenschaftlich wertvoll, da sie in der Schweiz ein Archiv für Klima- und Vegetationsforschung zurück bis fast zur letzten Eiszeit darstellen (BUWAL (Hrsg.) 2002a; Knaap et al. 2011).

Bereitstellung von Futter und Torf

Flachmoore werden schon seit Jahrhunderten als Weide oder zur Gewinnung von Futter und Streue genutzt. In Hochmooren wurde Torf zu Brenn- und Gartenbauzwecken abgebaut (Steiner & Grünig 1997; Knaap et al. 2011). Die direkte Nutzung von Hochmooren kann ökologisch gesehen jedoch nicht nachhaltig erfolgen.

Botschaft

- Die regulierenden Leistungen der Moore nehmen mit ihrer Flächengrösse und Volumen zu.
- Intakte Moore gehören bezüglich Raumbedarf zu den Flächen-effizientesten Kohlenstoffspeichern. Entwässerte Moore sind jedoch grosse Treibhausgas-Quellen. Ihre Regeneration ist als effiziente Klimaschutz-Massnahme anerkannt.
- Intakte Moore verzögern nach Niederschlagsereignissen unterschiedlicher Stärke die Abflüsse aus Einzugsgebieten und dämpfen die Abflussspitzen.

ExpertInnenenumfrage

Die aktuelle Qualität aller Moortypen wird vom Grossteil der ExpertInnen als ungenügend betrachtet (Tabelle 38, Tabelle 39, Tabelle 40). Eine Ausnahme bilden die Flachmoore der Alpennordflanke sowie der Östlichen und Westlichen Zentralalpen.

Die aktuelle Fläche aller Moortypen wird vom Grossteil der ExpertInnen für alle Regionen als „zu klein" oder „eher zu klein" eingestuft, wobei die Situation in der Region Alpennordflanke am besten eingestuft wird. Mit Ausnahme der Feuchtwiesen in den Regionen Jura, Alpennordflanke und Östliche Zentralalpen wird im Mittel für alle Regionen und Moortypen mehr als eine Verdoppelung der bestehenden Flächen als notwendig erachtet, um die gesamte Biodiversität der Moore zu erhalten. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung.

Tabelle 38: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Fläche der Hoch- und Übergangsmoore bezüglich der Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes, n = Anzahl Antworten.

Hoch- und Übergangsmoore	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	91.3	23	100.0	189 (±49)	23
Jura	69.6	23	100.0	176.9 (±48.7)	21
Mittelland	100.0	23	100.0	198.3 (±50.5)	19
Alpennordflanke	50.0	22	84.2	107.1 (±42.9)	16
Westl. Zentralalpen	76.5	17	100.0	135.7 (±53.9)	16
Östl. Zentralalpen	62.5	16	100.0	167.2 (±66.4)	15
Alpensüdflanke	73.3	15	100.0	190.2 (±74.8)	13

Tabelle 39: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Fläche der Flachmoore bezüglich der Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes, n = Anzahl Antworten.

Flachmoore	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	62.9	35	97.0	172 (±39)	30
Jura	65.2	23	91.3	176.2 (±43.8)	23
Mittelland	79.4	34	100.0	245.9 (±37.3)	33
Alpennordflanke	30.0	30	69.0	124.1 (±36.1)	26
Westl. Zentralalpen	47.4	19	94.4	186.5 (±54.7)	18
Östl. Zentralalpen	36.8	19	78.9	160.8 (±48.2)	18
Alpensüdflanke	61.1	18	94.1	176.3 (±51.4)	16

Tabelle 40: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Fläche der Feuchtwiesen bezüglich der Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes, n = Anzahl Antworten.

Feuchtwiesen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	82.4	17	94.1	139 (±43)	16
Jura	64.7	17	82.4	90.5 (±42.5)	16
Mittelland	100.0	18	100.0	146.9 (±38.8)	17
Alpennordflanke	53.3	15	73.3	81.5 (±50.9)	13
Westl. Zentralalpen	63.6	11	90.9	114.2 (±60.8)	11
Östl. Zentralalpen	62.5	8	80.0	96.8 (±66.0)	10
Alpensüdflanke	70.0	10	81.8	132.8 (±65.1)	10

Gemäss einem Experten stösst der gesetzliche Schutz der Moore an seine Grenzen. Insbesondere im Bereich der Flachmoore sind visionäre Ideen notwendig, um ihre Erhaltung zu gewährleisten.

Botschaft

- Gemäss der ExpertInnen-Umfrage genügen die aktuelle Qualität und Fläche der verschiedenen Moortypen nicht, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten.
- Die ExpertInnen schätzen im Mittel, dass dazu eine Vergrösserung der aktuellen Flächen der Hoch- und Übergangsmoore um ca. 190%, derjenigen der Flachmoore um ca. 170% und jener für Feuchtwiesen um ca. 140% notwendig sind.

Gesamter Flächenbedarf

Seit 1800 gingen ca. 90% der Moorflächen verloren (Grünig 2007; Lachat et al. 2010). Gemäss der Arten-Areal Beziehung (vgl. Kapitel 3 Ökologische Theorien und Konzepte) ist infolge eines solchen Lebensraumverlustes sicher mit dem Verlust von Arten zu rechnen. Dies wird durch den anhaltenden Rückgang der Rote Liste Arten in der Schweiz - 147 Sumpflanzen stehen auf der Roten Liste - (Cordillot & Klaus 2011) bestätigt. Die Erfolgskontrolle Moorschutz belegt zudem, dass die Fläche gewisser Moortypen nach wie vor abnimmt (Klaus 2007), wofür auch Qualitätsverluste verantwortlich sind. Für die Sicherung der Flächen ist also auch die Erhaltung der Qualität notwendig. Flachmoore und Feuchtwiesen sind dazu auf eine extensive, standortangepasste Bewirtschaftung angewiesen. Zudem sind für die Erhaltung der Moore von nationaler und regionaler Bedeutung die Ausscheidung und die konsequente Umsetzung von **ca. 15‘000 ha Nährstoff-Pufferzonen sowie die Reduktion der Stickstoffdeposition über die Luft** unerlässlich. Der Bedarf an hydrologischen Pufferzonen ist noch nicht abgeschätzt.

Auch gemäss ExpertInnen ist sowohl die Qualität als auch die Quantität der Moore in der Schweiz ungenügend, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Allerdings bestehen regionale Unterschiede. Sie erachten es im Mittel als notwendig, dass die bestehenden Flächen von Hochmooren, Flachmooren und Feuchtwiesen um das Zwei- bis Dreifache vergrössert werden. Dies bedeutet eine Vergrösserung der heutigen **Hochmoorfläche von ca. 1‘500 ha auf 4‘400 ha** und diejenige von Flachmooren und Feuchtwiesen von **ca. 32‘200 ha auf 82'000 ha**. Einer Erhaltung der bestehenden Feuchtgebietsflächen genügt also nicht, es sind Wiederherstellungsmassnahmen notwendig.

Der qualitativ schlechte Zustand vieler Moore führt zudem dazu, dass das Potenzial ihrer Ökosystemleistungen (CO_2-Speicherung und Wasserrückhalt) nicht ausgeschöpft werden kann.

Anordnung im Raum

Um das gesamte Spektrum von Lebensgemeinschaften und Arten der Moore (Feuchtgebiete) der Schweiz abzudecken sind Flächen verteilt über die ganze Schweiz und in den verschiedenen Höhenstufen notwendig (Abbildung 38).

Aufgrund des quantitativen Verlustes und der Fragmentierung sind die Distanzen zwischen den noch bestehenden Feuchtgebieten so gross, dass ein regelmässiger Austausch von Individuen zwischen Populationen in verschiedenen Feuchtgebieten nicht mehr gewährleistet werden kann. Um einen regelmässigen Austausch von Individuen zu gewährleisten, dürfen für die meisten Artengruppen maximale **Distanzen von einigen 100 m bis wenigen Kilometern** zwischen einzelnen Feuchtgebieten nicht überschritten werden. Diese Distanzen können mit geeigneten Trittsteinbiotopen verkürzt werden. Im Lebensraumverbund spielen deshalb auch kleine und qualitativ beeinträchtige Flächen eine wichtige Rolle.

Die **Moorlandschaften (87‘404 ha) können als Schwerpunktregionen** betrachtet werden (Abbildung 38), die eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Moore und Ihrer Lebensgemeinschaften aufweisen. Um den Austausch von Individuen zwischen Schwerpunktregionen zu fördern, werden geeignete Trittsteinflächen in Distanzen von max. 3 (bis 15) km empfohlen.

4.6 Grünland

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)
4.2 Wärmeliebende Trockenrasen
4.3 Gebirgsmagerrasen
4.4 Schneetälchen
4.5 Fettwiesen und -weiden, ohne Kunstwiesen
4.6 Grasbrachen
7.1 Trittrasen und Ruderalfluren

Landwirtschaftliche Kulturen werden im Kapitel 4.7 behandelt,

Feuchtwiesen und Moore im Kapitel 4.5.

Definitionen der verwendeten Grünlandbegriffe

Grünland:	Überbegriff für alle Wiesen- und Weidentypen in diesem Kapitel mit Ausnahme von Feuchtwiesen und Mooren
TWW:	Trockenwiesen und -weiden gemäss Definition im Inventar (Eggenberg et al. 2001)
Gebirgsmagerrasen:	Lebensraumtyp 4.3 (Delarze & Gonseth 2008), teilweise zu TWW gehörig (vgl. untenstehend Tabelle 30)
Fettwiesen und -weiden:	Lebensraumtyp 4.5 (Delarze & Gonseth 2008), dazu gehören Fromentalwiesen, Goldhaferwiesen, Kammgrasweiden und Milchkrautweiden, ohne Kunstwiesen 4.0
Fromentalwiesen:	Lebensraumtyp 4.5.1 (Delarze & Gonseth 2008), Teil der Fettwiesen und -weiden.
Artenreiche Fettwiesen und -weiden:	In diesem Bericht: Extensiv genutzte Fettwiesen und -weiden mit ÖQV-Qualität (bzw. Qualität von Biodiversitätsförderflächen)
Extensiv genutzte ÖAF-Wiesen:	Wiesen, die als ökologische Ausgleichsfläche (ÖAF) dieses Namens gemäss Direktzahlungsverordnung angemeldet sind
Wenig intensiv genutzte ÖAF-Wiesen:	Wiesen, die als ökologische Ausgleichsfläche (ÖAF) dieses Namens gemäss Direktzahlungsverordnung angemeldet sind
ÖQV-Qualität:	Qualität gemäss Ökologischer Qualitätsverordnung
UZL-Qualität:	Qualität gemäss Umweltziele Landwirtschaft (Walter et al. 2013)

Ausdehnung

Tabelle 41: Ausdehnung von Grünland-Lebensräumen. LN = Landwirtschaftliche Nutzfläche, SöG = Sömmerungsgebiet. Weitere Grünflächen befinden sich im Siedlungsgebiet (vgl. Kapitel 4.9 Siedlungsraum).

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung [ha]	Bemerkung, Quelle
Wiesen und Weiden auf der LN (ohne SöG, Kunstwiesen) davon: - Extensiv genutzte ÖAF-Wiesen - Wenig intensiv genutzte ÖAF-Wiesen	2011	610’732 66‘056 22‘919	(BLW 2012) Wobei mit Qualität gemäss ÖQV: - Weiden, Waldweiden: 5'384 ha - Wiesen (inkl. Streuflächen): 28'864 ha
Sömmerungsgebiet[1)] (SöG)	2011	505'385 (12% der CH)	Gemäss (Walter et al. 2013)
Trockenwiesen und –	1900	760‘000	(Eggenberg et al. 2001;

weiden (TWW)		(- 900‘000)		Lachat et al. 2010b), Flächenverlust von 90-99% von TWW in den Regionen und 95% in der Schweiz[2)].
	2010	37‘011		
Potenziell wertvolles Grasland auf der LN oder im SöG (ohne TWW, Moore) Modell basierend auf der Steigung und der Höhe über Meer an den Fundorten von UZL-Ziel- und Leitarten.	2012 Total: TZ: HZ: BZI: BZII: BZII: BZIV: SöG:	[ha] 231’688 3'797 354 2'023 6'943 9'223 10'984 198'364	[% des SöG bzw LN] 0.78 0.25 1.71 4.52 11.06 22.72 39.25	(Walter et al. 2013) TZ = Talzone HZ = Hügelzone BZ = Bergzone Grünland macht nahezu 100% des SöG sowie der LN in den BZ IV und BZIII aus.
Fromentalwiesen auf der LN	1950	Abgesehen von TWW, Dauerweiden, Streuwiesen, Äckern nahezu alles		(Bosshard & Stähli 2012): genauere Angaben in Erarbeitung für Schlussbericht der laufenden Studie.
	2011	3-8%		(Bosshard & Stähli 2012), wobei davon ca. 20% mit der Artenzusammensetzung von intensiv genutzten Fromentalwiesen der 1950er Jahre und max. 5% mit guter Qualität (pers. Mitteilung A. Bosshard) → Rückgang von vermutlich > 90% und nahezu 100% für artenreiche Bestände (Bosshard 1998)

[1)] Gemäss Arealstatistik nahm die Alpwirtschaftliche Nutzfläche von 1979/85 bis 1992/97 von 555'662 um 3.2 % auf 537'802 ha ab. Ein weiterer Rückgang wurde bis 2004/09 festgestellt (provisorische Resultate).
[2)] Schätzungsweise weitere Abnahme von 25-30% zw. 1995-2005 (Leibundgut 2007 zitiert in Graf & Korner 2011). Grössenordnungen in diesem Bereich sind im Wallis und Engadin durch Fallstudien bestätigt.

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	**Regenerierbarkeit***
Trockenrasen	Nicht regenerierbar (in historischen Zeiträumen nicht möglich bzw. extrem lange Entwicklungszeit notwendig)
Halbtrockenrasen	schwer regenerierbar (15-150 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)
Borstgrasrasen und Gebirgsrasen	
Artenreiches Grünland frischer Standorte	

* Zumindest in botanischer Hinsicht können mit den heute bekannten Methoden etliche Pflanzengesellschaften dieses Bereichs innerhalb weniger Jahre (1-3) regeneriert werden (wobei es eine Definitionsfrage ist, was unter „regeneriert“ verstanden wird). Je nach Isolation verändert sich in den Folgejahren botanisch gesehen jedoch kaum mehr etwas (pers. Mitteilung A. Bosshard).

Zustand

Aufgrund der Intensivierung der Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden nahmen in den letzten Jahrzehnten ökologisch wertvolle Arten ab, nährstoffliebende und bewirtschaftungstolerante Arten aber zu, was zu einer Vereinheitlichung der Wiesen und Weiden führte (Walter et al. 2010; Bühler & Roth 2011).

Gemäss Aviron et al. (2005) erfüllen rund 29% der extensiv genutzten und 11% der wenig intensiv genutzten ÖAF-Wiesen die Qualitätskriterien gemäss ÖQV. In diesen ÖAF-Wiesen finden sich mehr und anspruchsvollere Pflanzen- und Arthropodenarten als in intensiv genutzten Wiesen. Die Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren aber tiefer als man in qualitativ hochwertigen Fromentalwiesen erwarten würde. Gemäss Bosshard & Stähli (2012) weisen nur noch ca. 20% der bestehenden Fromentalwiesen ein Artenspektrum von intensiv genutzten Fromentalwiesen der 1950er Jahre auf.

Im Berggebiet liegt der Anteil von ÖAF-Wiesen mit ÖQV-Qualität mit 82% deutlich höher als in Tieflagen (Aviron et al. 2005) und es gibt nach wie vor grosse artenreiche Flächen (Weyermann et al. 2006; Kampmann et al. 2012). Dies variiert jedoch je nach Region.

Schutz

Tabelle 42: Objekte des Inventars der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (Martin 2011).

Biotop	Schweiz [ha]	Jura	Mittelland	Alpen-Nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen-südflanke
Wiesen	5453	652	256	2151	73	2058	263
Weiden	13329	3506	158	4302	1496	3172	694
Brachen	2615	215	46	414	942	577	421
Total Trockenwiesen	**21397**	**4374**	**461**	**6867**	**2511**	**5807**	**1379**
Pufferzonen	2867	509	116	944	303	841	154
Total TWW inkl. Pufferzonen	24264	4882	577	7811	2813	6648	1533

Die verschiedenen erfassten Vegetationstypen nehmen folgende Flächen-Anteile der TWW von nationaler Bedeutung ein: 35% Mesobrometen, 18% Blaugrashalden, 11% Buntschwingelhalden, Rostseggenhalden 8.2%, 6,7% Trockene und artenreiche Fromentalwiesen, 6.6% Steppenrasen, 3.3% Borstgrasrasen und 1.2% Xerobrometen.

Lebensraumdynamik

Die Artenvielfalt auf einer Grünlandfläche ist von Prozessen auf einer Parzelle wie auch von Faktoren beeinflusst, die auf der Landschaftsebene wirken (Abbildung 40). Von allen Arten einer Region ist es aufgrund des Wirkens dieser Faktoren nur einem Teil möglich, auf einer bestimmten Fläche zu existieren (Gaujour et al. 2012). Im Folgenden werden die wichtigsten Faktoren angesprochen.

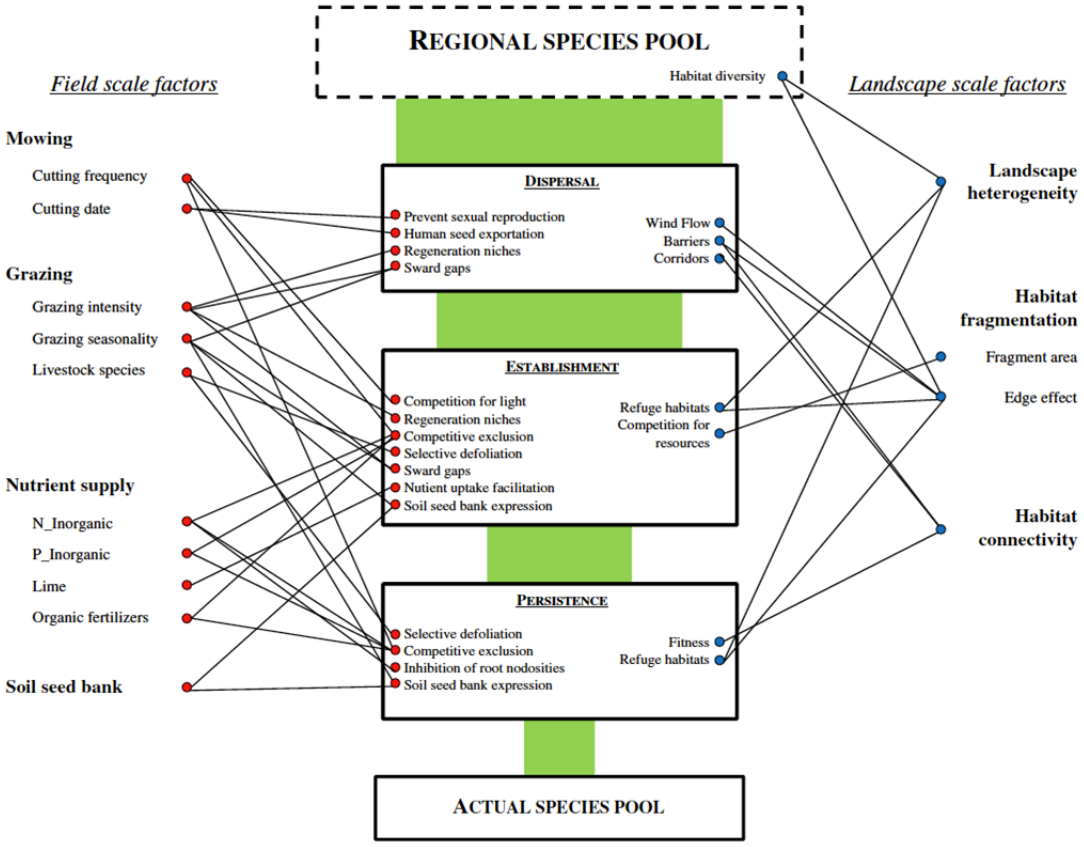


Abbildung 40:Einflussfaktoren, die auf Feld- (links) und Landschaftsebene (rechts) wirken und die, ausgehend vom regionalen Artenpool (oben), die Artenvielfalt auf einer Grünlandfläche (unten) beeinflussen (Gaujour et al. 2012).

Bewirtschaftung generell

Grünland ist mit wenigen Ausnahmen auf eine Bewirtschaftung (Mahd, Beweidung) angewiesen, um eine Verbuschung/Verwaldung zu verhindern (vgl. untenstehend). Eine intensive Nutzung (Nutzungsfrequenz, Nährstoffinputs, Maschineneinsatz, Bewässerung) ist allerdings auch eine der Hauptursachen für die qualitative Verschlechterung und die quantitativen Verluste dieser Lebensräume (Peter et al. 2008, 2009; Condé et al. 2010; Walter et al. 2010). Die Verluste führen zu einer Fragmentierung der

Flächen (kleinere Flächen und grössere Distanzen dazwischen), was ihre Bewirtschaftung tendenziell aufwendiger macht (Grêt-Regamey et al. 2012). Dies verringert das Interesse der Bewirtschafter, die Flächen weiterhin zu unterhalten (Diacon-Bolli et al. 2011). Qualitative Verschlechterungen äussern sich unter anderem in einer Vereinheitlichung der Lebensgemeinschaften von Wiesen und Weiden (Bühler & Roth 2011), in der Abnahme der charakteristischen Arten (Abbildung 42) und der Abundanzen von Invertebraten (Britschgi et al. 2006), der Veränderung von Lebensgemeinschaften (Aviron et al. 2007) und in einer Degradierung gewisser Ökosystemleistungen (Unterkapitel Ökosystemleistungen).

Bewirtschaftungsarten, die die Heterogenität erhöhen (vgl. untenstehend Bewässerung sowie Unterkapitel Lebensräume und Arten →Strukturen), sind für die Biodiversität förderlich, solange für die Populationen der typischen Arten genügend Lebensraum vorhanden ist. Dies gilt besonders für Arten, die auf verschiedenen Habitate angewiesen sind (Diacon-Bolli et al. 2011). Dipner et al. (2010) geben Empfehlungen zu einer diesbezüglichen Bewirtschaftung von TWW.

Verbrachung, Verbuschung und Wiederbewaldung

Bei einer Nutzungsaufgabe oder einer zu geringen Nutzungsintensität von Grünland auf waldfähigen Standorten findet je nach Vegetationstyp und Standort über kürzere oder längere Zeit eine Verbrachung, Verbuschung und Wiederbewaldung statt. Begrenzte Flächenanteile dieser Sukzessionsstadien können die Artenvielfalt von Wiesen und Weiden erhöhen (vgl. Unterkapitel Lebensräume und Arten → Strukturen). Zu hohe Anteile führen jedoch zu einem Rückgang der Artenvielfalt, teilweise zu einer erhöhten Erosionsanfälligkeit (Dipner et al. 2010) und längerfristig zu einem Verlust des Lebensraumes (vgl. untenstehend).

Für TWW wurde das Risiko einer Verbuschung sowie ein Vorgehen zur Bestimmung des Handlungsbedarfes bei einer Verbrachung von Dipner et al. (2010) zusammengestellt. Der Handlungsbedarf wird in Abhängigkeit von der Produktivität des Standortes, vom Verbuschungsgrad sowie von der Dominanz einzelner Pflanzenarten (*Brachypodium pinnatum, Bromus erectus, Pteridium aquilinum,* verschiedene *Asteraceae*) festgelegt. Agroscope (Ansprechperson M. Schneider) untersucht in einem Projekt die minimal notwendige Nutzung (Schnitt, Weide und Mulchen), um eine Verbuschung von Grünland auf Grenzertragsstandorten zu vermeiden.

In der Schweiz findet die Waldausdehnung gemäss provisorischen Auswertungen der Arealstatistik 2004/09 zu 93% auf artenreichen Wiesen und Weiden der oberen Bergzonen sowie auf Alpweiden im Sömmerungsgebiet statt. 60% des neu entstandenen Waldes stehen in Steillagen mit Hangneigungen von mehr als 50% (BFS 2012a).

Schüpbach et al. (2012) identifizierten Gebiete, die für UZL-Arten eine grosse Bedeutung haben und in denen UZL-Arten gleichzeitig durch die Wiederbewaldung stark gefährdet sind (Abbildung 41). Des Weiteren modellierten sie, wo die Wiederbewaldung bis 2021 vermutlich hauptsächlich stattfinden wird (Zentralalpen, Tessiner Alpen, Wallis, einzelnen Regionen der Bündner Nord- und Südalpen).

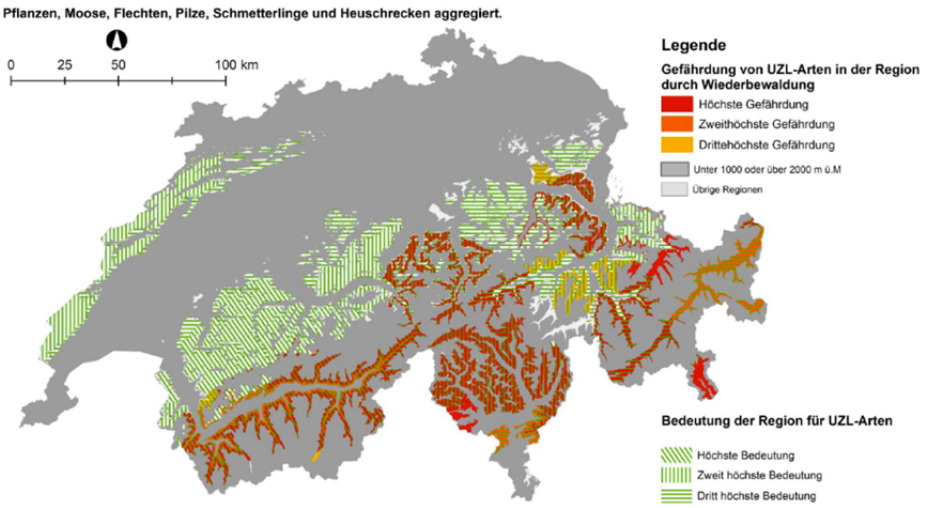


Abbildung 41: Grundlage zur Ausscheidung von Vorranggebieten zur Erhaltung der UZL-Arten auf Grund ihrer Gefährdung durch Wiederbewaldung und der Bedeutung der Region für die UZL-Arten (Schüpbach et al. 2012).

Beweidung

Um einer Abnahme der Artenvielfalt infolge einer flächigen Verbrachung/Verbuschung (vgl. obenstehend) oder einer zu intensiven Nutzung vorzubeugen, ist eine standortgerecht Beweidung erforderlich (Abbildung 42). Generelle Angaben (untenstehend) sind jeweils den spezifischen Verhältnissen anzupassen.

Beweidungszeitpunkt und -dauer, Weidetierart und Bestossungsintensität wirken sich direkt auf die Pflanzengemeinschaft aus. Die Fauna wird eher indirekt über die Vegetationsstruktur und -zusammensetzung sowie über den Anteil offener Bodenstellen und anderer Strukturen beeinflusst (Diacon-Bolli et al. 2011; Gaujour et al. 2012). Generell kommt der Weideführung eine grosse Bedeutung zu.

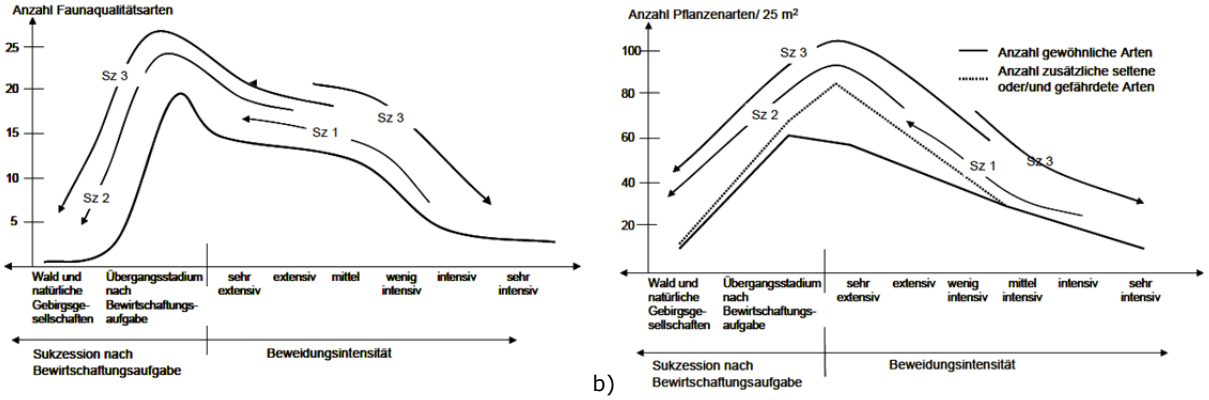


Abbildung 42: Faunaqualitätsarten (Tagfalter, Heuschrecken) (a) und Pflanzenarten (b) bei verschiedenen Beweidungsintensitäten. Die Pfeile zeigen zu erwartende Veränderungen bei unterschiedlichen Szenarien (Mack et al. 2008).

Bunzel-Drüke et al. (2008) empfehlen für extensive Weidesysteme in produktionsschwachen Lagen 0.3-0.5 GVE/ha und Jahr und 0.5-0.8 GVE/ha und Jahr in montanen Regionen (Standweiden, GVE à 500 kg Lebendgewicht). In der Schweiz wurde festgestellt, dass die ökologische Qualität von extensiven Weiden deutlich geringer ist, wenn 150-200 GVE*Tage/ha und Jahr überschritten werden, was durch Studien für Tagfalter und Schneckengemeinschaften bestätigt wird. Es werden deshalb Beweidungsintensitäten von weniger als 150 GVE*Tage/ha und Jahr und maximal 2 Umtriebe empfohlen (Walter et al. 2007).

In der Literatur empfohlene Beweidungsintensitäten, Beweidungsdauer und Zahl der Umtriebe für TWW weisen gemäss dem Review von Diacon et al. (2011) ähnliche Grössenordnungen auf. Je nach Weidetier werden zwischen 0.35-0.8 GVE/ha und Jahr empfohlen. Auf TWW in höheren Lagen der Schweiz führen Besatzstärken von ca. 70-80 GVE*Tage/ha und Jahr zu artenreichen Beständen (Dipner et al. 2010). Dies bedingt auch eine untere Besatzdichte, die nicht unterschritten werden soll, damit die Abweidung des Aufwuchses in einer angemessen kurzen Zeit erfolgt (pers. Mitteilung A. Bosshard).

Generell wirken sich lange Ruhezeiten zwischen einzelnen Umtrieben günstig aus. Für TWW werden Pausen von mindestens 8 Wochen als notwendig erachtet, auf besonders nährstoffarmen Standorten mehr (Dipner et al. 2010). Die Bewirtschaftung artenreicher TWW in der Schweiz erfolgt mit Ruhepausen von 7-14 Wochen (Martin et al. 2007).

Um das Nährstoffangebot für die Vegetation in den Weiden nicht zu stark zu erhöhen, wird von Kraftfuttergaben und generell der Zufütterung abgeraten (Schmid et al. 2001; Dipner et al. 2010).

Sowohl Umtriebs- als auch Standweiden können artenreich sein (Schmid et al. 2001). Bei einer Beweidung mit Schafen ist im Sömmerungsgebiet auf Umtriebsweiden und bei einer geführten Beweidung die floristische Vielfalt im Vergleich zu Standweiden höher und das Risiko einer örtlichen Über- wie auch Unternutzung und von Erosion geringer (Boggia & Schneider 2012).

Sowohl mit Rindern als auch mit Schafen beweidete TWW können artenreich sein. Auf Schafweiden wird die floristische Vielfalt aufgrund des selektiven Frasses insbesondere bei unsachgemässer Weideführung verringert (Boggia & Schneider 2012). Die faunistische Vielfalt kann aber durchaus hoch sein (Schmid et al. 2001). Martin et al. (2007) stellten in mit Rindern beweideten TWW einen höheren Artenreichtum (Gesamtarten, Schlüsselarten), in TWW-Schafweiden jedoch einen leicht höheren De-

ckungsanteil an positiven Schlüsselarten fest. Rinderweiden schienen einen höheren Anteil an Ubiquisten und Nährstoffzeigern aufzuweisen, Schafweiden waren aufgrund des selektiven Fressverhaltens grasreicher. Ausschlaggebend für die Artenvielfalt ist also weniger die Art der Weidetiere, sondern die Weideführung und generell eine dem Standort angepasste Bewirtschaftung.

Deshalb sind je nach Grünlandtyp, Hangneigung, Verbuschungsgefährdung, wirtschaftlichen Interessen, Zugänglichkeit und Schutzziel andere Weidetiere (auch Ziegen, Pferde,...) besser geeignet (Schmid 2003; Pearson et al. 2006). Diacon et al. (2011) empfehlen, sich v.a. an der historischen Nutzung zu orientieren. Überblicke der Eignung verschiedener Weidetiere finden sich für TWW in Dipner et al. (2010), generell für extensive Weiden in Schmid (2003) und für Ganzjahresweiden auf verschiedenen Grünlandtypen in Bunzel-Drüke et al. (2008).

Mahd

Schnitttermine, Schnitthäufigkeit, und der Mähprozess (Maschinen, Schnitthöhe, Tageszeit, Weiterverarbeitung des Schnittgutes) beeinflussen die faunistische wie auch botanische Qualität einer Wiese (Diacon-Bolli et al. 2011; Gaujour et al. 2012).

Der erste Schnitt erfolgt aufgrund neuer Erntemethoden, phänologischer Gründe und teilweise der Bewässerung immer früher im Jahr (Müller et al. 2004; Sierro et al. 2009; Graf & Korner 2011). Zudem werden heutzutage intensiv genutzte Wiesen im Tiefland bis zu mehr als einmal pro Monat geschnitten, Wiesen in den Bergzonen 2-3 Mal pro Jahr. Bei einer solchen Mahdhäufigkeit wird ein Grossteil der Nester von bodenbrütenden Vogelarten übermäht (Abbildung 43). Die Feldlerche benötigt **für eine erfolgreiche Brut mindestens sieben Wochen** (Spaar et al. 2012), andere Arten mehr. Ein je nach Höhenlage **angepasste Mahdabfolge** kann ein erfolgreiches Brüten ermöglichen (Kohli & Birrer 2003).

Im Engadin stellten Graf & Korner (2011) zwischen 1987/88 und 2009/10 Rückgänge von wiesenbrütenden Vogelarten von 40-60% fest. Nur in Gebieten der hochmontanen Maiensäss-Stufe, wo zum Teil grossflächig späte Schnittzeitpunkte festgelegt waren, fanden sich noch gesunde Bestände. Grüebler et al. (2012) belegen, dass spätere Schnittzeitpunkte im Berggebiet die Überlebensrate von Nestern des bodenbrütenden Braunkehlchens erhöhen (Abbildung 43). Einer Verzögerung des ersten Schnittes vom Frühling in den Sommer hat gemäss der Metaanalyse von Humbert et al. (2012b) positive Effekte auf Pflanzen- und Invertebraten-Vielfalt. Aus botanischer Sicht sollte der erste Schnitt erst erfolgen, wenn die typischen Pflanzen mit sexueller Reproduktion ihre Entwicklung abgeschlossen haben. TWW-Arten benötigen dazu teilweise bis **Mitte Juli**, weshalb der erste Schnitt von TWW optimalerweise nicht zuvor erfolgt (Diacon-Bolli et al. 2011). Dipner et al. (2010) listen für verschiedene TWW-Vegetationseinheiten das optimale Mähregime sowie die Nutzungszeitpunkte in Abhängigkeit von der Höhenlage auf. Um Fromentalwiesen zu erhalten, werden nicht mehr als zwei Schnitte pro Jahr gemacht, wobei der zweite Schnitt nicht vor Ende August erfolgt (pers. Mitteilung A. Bosshard). Bei anderen Wiesentypen gilt ebenfalls, dass die typischen Pflanzen ihre Entwicklung abschliessen können.

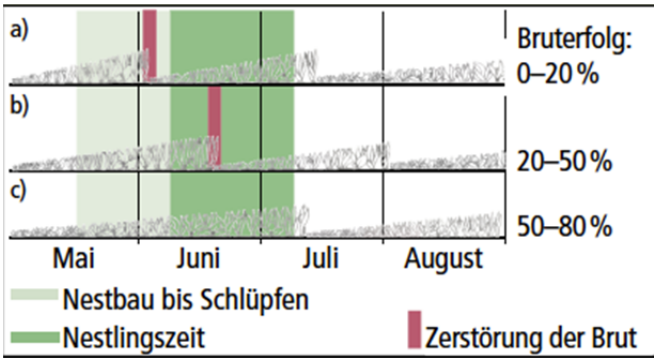


Abbildung 43: Bruterfolg des Braunkehlchens bei unterschiedlicher Nutzung der Wiesen: a) Silage, b) Heuwiesen, c) Extensivwiesen (Müller 2005b)

Der Mähprozess selbst kann die Populationen von Invertebraten auf Wiesen massiv reduzieren. Je nach Mähgerät kommt es zu Verlusten bis zu 84% der Individuen einer Population, wobei Mähaufbereiter im gesamten Prozess die grössten Verluste verursachen (Humbert et al. 2010).

Um solche negativen Effekte zu minimieren, empfiehlt es sich (Bosshard et al. 2007; Dipner et al. 2010; Humbert et al. 2010, 2012a):

- auf den Einsatz von Aufbereitern zu verzichten
- eher Balkenmäher als rotierendes Mähwerk einzusetzen
- die Anzahl Ernteschritte und das Befahren möglichst zu reduzieren
- die Schnitthöhe ab Boden auf min 10 cm anzusetzen
- die Mahd gestaffelt durchzuführen
- ein Anteil von min. 10% als Rückzugsfläche und zur Erhaltung des Nahrungsangebotes für andere Tiere ungeschnitten zu lassen.

Zusätzlich entfernt die Weiterverarbeitung des Schnittguts zu Silageballen im Gegensatz zu Heu von den überlebenden Individuen weitere bedeutende Populationsanteile (Diacon-Bolli et al. 2011).

Bewässerung
Gemäss Weber & Schild (2007) werden in der Schweiz rund 18‘050 ha Grünland regelmässig und weitere 5‘060 ha gelegentlich bewässert. Davon liegt fast die gesamte Fläche im Wallis und in Graubünden. Das Wasser wird für 37% der gesamten bewässerten Fläche (inkl. Kulturen) mit traditionellen Suonen zugeführt, wobei ein Teil dann über ortsfeste Beregnungssysteme verteilt wird. Letztere verteilen das Wasser im Gegensatz zur traditionellen Rieselbewässerung gleichmässig über die Fläche, was einheitliche Feuchte-Verhältnissen in der Wiese bewirkt. Das führt zu einer Vereinheitlichung der Standortbedingungen und, als Folge, der Lebensgemeinschaften. Die traditionelle Rieselbewässerung hingegen erhöht die Vielfalt in einer Wiese, weshalb ihre Weiterführung wünschenswert ist (Volkart 2008).

Generell fördert eine bessere Verfügbarkeit von Wasser das Wachstum der Pflanzen. Eine Erhöhung der Bodenfeuchtigkeit fördert zudem die Aktivität der Bodenorganismen und dadurch die Mineralisierungsrate, was zu einer besseren Nährstoffverfügbarkeit und zu einem zusätzlich verstärkten Pflanzenwachstum führt (Diacon-Bolli et al. 2011).

So führt die Bewässerung zu einem dichteren Bewuchs und einer Veränderung des Artenspektrums in Pflanzenbeständen, die an trockene und nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind. Arten, die unter nährstoffreichen Bedingungen konkurrenzfähig sind, nehmen zu, trockenheitsresistente und an nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten ab (Volkart 2008).

Jeangros & Bertola (2001) stellten fest, dass sich mit Beregnungssystemen bewässerte Halbtrockenrasen zu feuchteren und nährstoffreichern Wiesentypen entwickelten und seltene Arten verschwanden. Goldhaferwiesen veränderten sich aber nicht bedeutend. Generell führte die Beregnung zu einer Vereinheitlichung der Wiesenbestände. Riedener et al. (2013) fanden kleinräumig gesehen keinen Unterschied in der Diversität und Zusammensetzung von Pflanzen- und Schneckengemeinschaften zwischen traditionell und seit 8-18 Jahren mit Sprinkleranlagen bewässerten Goldhaferwiesen. Allerdings war der Anteil Gräser an der Pflanzengemeinschaft auf mit Sprinkleranlagen bewässerten Wiesen höher.

Zukünftig wird mit einer Zunahme der bewässerten Fläche gerechnet (Weber & Schild 2007). Eine ausführliche Literaturrecherche zur Thematik „Wiesenbewässerung im Alpenraum“ wurde von Agroscope durchgeführt[6].

Nährstoffhaushalt
Studien für verschiedene Grünlandtypen fanden infolge der Eutrophierung einen Rückgang der Anzahl Arten oder Veränderungen in der Artenzusammensetzung (Silvertown et al. 2006; Peter et al. 2009; Bullock et al. 2011), wobei nährstoffzeigende Arten sowie Gräser häufig zunahmen und Flechten, Moose und Arten nährstoffarmer Standorte abnahmen (Cunha et al. 2002).

Es haben aber nicht nur bewusste Düngung oder direkte Einträge von angrenzenden gedüngten Flächen negative Auswirkungen, sondern auch die Deposition von Stickstoff über die Luft. So haben in der Schweiz die mittleren Nährstoffzeigerwerte in ungedüngten TWW zugenommen (Peter et al. 2008). Bobbink & Hettelingh (2011) geben für verschiedene Grünlandtypen „critical loads“ für die atmosphäri-

[6] http://bewaesserung.omeka.net/

sche Deposition von Stickstoff (Tabelle 43), die für viele Wiesen und Weiden in der Schweiz wahrscheinlich bereits seit einiger Zeit überschritten werden. In der Schweiz beträgt die durchschnittliche jährliche Stickstoffdeposition 19 kg/ha. Je nach Standort schwankt sie jedoch zwischen 3 und über 54 kg/ha (BAFU 2011a) (vgl. Kapitel 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente).

Tabelle 43: Überblick empirischer „critical loads" für Stickstoffdeposition (kg N $ha^{-1}a^{-1}$) für verschiedene Grünlandtypen. ## zuverlässig, # ziemlich zuverlässig, (#) Expertenmeinung. Habitatsklassen gemäss EUNIS (Bobbink & Hettelingh 2011).

Table 1 Overview of empirical critical loads of nitrogen deposition (kg N ha^{-1} yr^{-1}) to natural and semi-natural ecosystems (column 1), classified according to EUNIS (column 2), as originally established in 2003 (column 3), and as revised in 2010 (column 4).The reliability is qualitatively indicated by ## reliable; # quite reliable and (#) expert judgement (column 5). Column 6 provides a selection of effects that can occur when critical loads are exceeded. Finally, changes with respect to 2003 values are indicated in bold.

Ecosystem type	EUNIS code	2003 kg N ha^{-1} yr^{-1} and reliability	2010 kg N ha^{-1} yr^{-1}	2010 reliability	Indication of exceedance
Grasslands and lands dominated by forbs, mosses and lichens (E)					
Sub-Atlantic semi-dry calcareous grasslands	E1.26	15-25 ##	15-25	##	Increase in tall grasses, decline in diversity, increased mineralisation, N leaching; surface acidification
Low and medium altitude hay meadows	E2.2	20-30 (#)	20-30	(#)	Increase in tall grasses, decrease in diversity
Mountain hay meadows	E2.3	10-20 (#)	10-20	(#)	Increase in nitrophilous graminoids, changes in diversity
Moss- and lichen-dominated mountain summits	E4.2	5-10 #	5-10	#	Effects on bryophytes and/or lichens
Alpine and subalpine acidic grasslands	**E4.3**		**5-10**	#	Changes in species composition; increase in plant production
Alpine and subalpine calcareous grasslands	**E4.4**		**5-10**	#	Changes in species composition; increase in plant production

Pufferzonen um TWW

In trockenen Böden finden Verschiebungen von Nährstoffen tendenziell langsam und über geringe Distanzen statt, weshalb bei TWW im Vergleich zu Feuchtgebieten eine geringere Gefährdung eines Nährstoffeintrages von angrenzenden Standorten besteht. Pufferzonen sind bei TWW deshalb v.a. notwendig, wenn oberhalb einer TWW Dünger oder chemische Hilfsstoffe eingesetzt oder die angrenzenden Flächen bewässert werden (Ismail et al. 2009; Volkart et al. 2012). Die in der Praxis üblicherweise angewendete Breite für Nährstoffpufferzonen bei TWW beträgt 5-10 m. Gemäss der Flächendatenbank für die Biotopinventare sind schweizweit **3'717 ha Nährstoffpufferzonen** um TWW (2'864 ha für nationale und 853 ha für regionale Objekte) notwendig (Martin 2011).

Ein Bedarf von Pufferzonen kann auch bezüglich des Eintrages von Schadstoffen oder Pestiziden bestehen, die sich negativ auf die Fauna und Flora auswirken können (Volkart et al. 2012). Da dieser Eintrag auch über die Luft erfolgt, können relativ breite Pufferstreifen notwendig sein oder zusätzliche Elemente wie z.B. Hecken wären notwendig, um den Eintrag zu minimieren. Ebenso bräuchte es für TWW relativ grosszügige biologische Pufferzonen zur Absicherung der Populationen und zur Verbesserung der Metapopulationsdynamik (Ismail et al. 2009).

Klimaveränderung

Der BDM-Indikator Z9 zeigt, dass die Anzahl Arten von Gefässpflanzen, Moosen und Mollusken in Wiesen und Weiden der subalpinen Stufe zwischen 2002/06 bis 2007/11 zugenommen hat (Koordinationsstelle BDM 2012b). Bergamini et al. (2009) stellten für eine längere Zeitperiode fest, dass Moose, die an besonders kalte Umgebungen angepasst sind, ihr Verbreitungsgebiet nach oben ausdehnen. Diese Prozesse sind zumindest teilweise durch einen Temperaturanstieg verursacht. Gemäss Modellierungen wird aufgrund dessen das Verbreitungsgebiet von 150 Gebirgspflanzenarten in den Alpen bis zum Ende des 21. Jh. um 44-50% kleiner werden. Andere Modelle zeigen ähnliche Grössenordnungen. Zudem werden durchschnittlich 40% des noch besetzten Gebietes klimatisch gesehen nicht mehr für die betroffenen Arten geeignet sein (Dullinger et al. 2012). Ebenso wird gemäss den Modellierungen von Revermann et al. (2012) das geeignete Bruthabitat der Alpenschneehühner im Alpenraum bis 2070 aufgrund der Temperaturerhöhung um ca. zweidrittel abnehmen. Die Klimaände-

rung zeigt in der Schweiz bereits Auswirkungen auf verschieden Artengruppen und wird über verschiedene Effekte wahrscheinlich zum Aussterben von Arten führen (Vittoz et al. 2013).

Botschaft

- Aufgabe und Intensivierung der Bewirtschaftungen sind die Hauptgefährdungsursachen der Biodiversität des Grünlandes unterhalb der Waldgrenze.
- Gebiete mit der grössten Bedeutung für UZL-Arten und Gebiete mit der grössten Verbuschung/Wiederbewaldungs-Gefährdung sind bekannt.
- **Düngung:** Düngen nährstoffarmer Wiesen und Weiden führt zu einer erheblichen Abnahme der Pflanzenartenzahl.
- **Beweidung:** Eine dem Standort angepasste Weideführung und -pflege ist ausschlaggebend für die Biodiversität einer Weide. Ein jährlicher Besatz von weniger als 150 GVE*Tage/ha (für TWW 70-80 GVE*Tage/ha) und maximal 2 Umtrieben mit mindestens 8 Wochen Ruhezeit dazwischen ermöglichen eine gute ökologische Qualität von Weiden.
- **Mahd:** Zu früher und zu häufiger Schnitt verunmögichen die Fortpflanzung gewisser Organismen. Der Mähprozess kann je nach Maschineneinsatz Verluste von bis zu 84% der Anzahl Invertebraten verursachen. Der Einsatz geeigneter Maschinen, eine dem Standort angepasste Mahdabfolge, eine gestaffelte Mahd, ein Stehenlassen von jeweils ca. 10% der Vegetation und weitere Massnahmen können die Mortalität von Organismen bedeutend verringern.
- Die **Stickstoffdeposition** über die Luft trägt erheblich zur Nährstoffbelastung (Überschreitung der „critical loads") des Grünlandes und damit ihrer Gefährdung bei (Rückgang der Artenzahl und zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung).
- Es besteht ein Bedarf von ca. 3'700 ha Nährstoffpufferzonen um TWW auf der LN.
- Die Riesel-**Bewässerung** von Wiesen führt generell zu einer Vereinheitlichung der Standortverhältnisse und zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften. Die Berieselung von TWW führt zu ihrem Verlust.
- Insbesondere im Berggebiet gefährdet der Klimawandel die langfristige Existenz von Arten verschiedener Artengruppen.

Artspezifische Prozesse

Fragmentierung und Auswirkungen

Bestände von TWW und Fromentalwiesen sind heute oft sehr klein und isoliert (Bosshard & Stähli 2012). 1900 gab es ca. 6'559 TWW mit einer Fläche von mehr als zehn Hektaren. Heute sind es nur noch 766 (Lachat et al. 2010a). Die durchschnittliche Flächengrösse der TWW von nationaler Bedeutung beträgt heute 4.7 ha (pers. Mitteilung G. Volkart).

Kleine Grünland-Flächen sind besonders empfindlich gegenüber negativen Randeffekten (z.B. Eindringen anderer Arten) und ökologischer Drift. Zudem ist auf kleinen, isolierten Flächen die Wahrscheinlichkeit, dass Arten aussterben, höher als auf grösseren, vernetzten Flächen. Denn kleine Flächen beherbergen kleinere Populationen (vgl. Unterkapitel Genetik), und aufgrund der Isolation fällt es lokal ausgestorbenen Arten schwerer unbesiedelte Flächen wieder zu besiedeln. Wenn die Distanzen dazwischen grösser sind als die Ausbreitungsdistanzen der Arten, ist eine Wiederbesiedlung ohne unterstützende Massnahmen sogar unwahrscheinlich (Bullock et al. 2011).

Die Auswirkungen der Fragmentierung können sich nicht nur im erheblichen lokalen Aussterben von Arten äussern (Fischer & Stöcklin 1997), sondern auch in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft (Schlup 2009). Bis alle Auswirkungen einer Fragmentierung tatsächlich bemerkbar werden, dauert es teilweise lange Zeit. Denn das Aussterben von Populationen kann mit einer Zeitverzögerung erfolgen. So wird für verschiedene Artengruppen die Existenz einer sogenannten Aussterbeschuld vermutet (Butaye et al. 2005; Sang et al. 2010; Cousins & Vanhoenacker 2011).

Der Verlust und die Fragmentierung der naturnahen Grünlandbestände in Europa sind bereits so weit fortgeschritten, dass die Erhaltung ihrer Biodiversität fragwürdig ist (Stöcklin et al. 2000; Pärtel et al. 2005) (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage). Ebenso ist gemäss Diacon et al. (2011) die Dichte und Vernetzung von TWW in Mitteleuropa ungenügend, um ihre Artenvielfalt zu erhalten. Zusätzlich sind Habitatsspezialisten und charakteristische Arten stärker von der Fragmentierung betroffen als Habitatsgeneralisten. Deshalb genügt es gemäss Gaujour et al. (2012) nicht mehr, die bestehenden Flächen zu erhalten. Eine Wiederherstellung von Flächen ist dazu notwendig (vgl. untenstehend).

Bezüglich der Erhaltung der Grünland-Lebensräume empfehlen Pärtel et al. (2005) folgende fünf Punkte:

- Erhaltung der bestehenden Grünlandbestände (Quantität und Qualität)
- Erhaltung der genetischen Vielfalt (vgl. untenstehend Kapitel Genetik)
- Förderung der Ausbreitung von Arten: Die räumliche und zeitliche Kontinuität der Bestände sollte auf der Landschaftsebene gegeben sein. Um die Ausbreitung zu unterstützen sind nicht nur die wertvollen Flächen wichtig. Auch weniger wertvolle Flächen sollten erhalten werden, um als Trittsteine und Wanderkorridore die Ausbreitung zu erleichtern.
- Förderung der Ansiedlung von Individuen: offene Bodenstellen, keine Streuschicht, Samenreifung erlauben, Rückzugsräume
- Unterstützung der Koexistenz der Arten, bzw. die Verdrängung konkurrenzschwacher Arten verhindern (z.B. aufgrund Nährstoffgehalten) und die Dominanz einzelner Arten (z.B. Brachypodium pinnatum) durch geeignete Bewirtschaftung mindern (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik – Beweidung, Mahd).

Für die Erhaltung von stabilen Grünlandbeständen sind grosse Flächen mit ausbreitungsfähigen Populationen und einer guten Konnektivität wichtig. Dadurch wird die Immigration ermöglicht. Allerdings sind auch kleine Flächen wichtig. Sie beherbergen ebenfalls hohe Artenzahlen, wertvolle Arten (Tscharntke et al. 2002b; Koordinationsstelle BDM 2012c) und dienen als Trittsteine in der Landschaft für die Ausbreitung (Pärtel et al. 2005).

Ausbreitungsfähigkeiten von Tierarten
Knop et al. (2011) zeigen für Heuschrecken und Landschnecken, dass 4-6 jährige wiederhergestellte isolierte Wiesen eine geringere Vielfalt von Arten mit geringen Ausbreitungsfähigkeiten aufwiesen als nicht isolierte. Zudem unterschieden sich die Invertebraten-Gemeinschaften bereits in einer Entfernung von 100 m von der Ausgangsfläche. Je nach Arten variieren deshalb die empfohlenen Maximalentfernungen zwischen Flächen. Für viele Schmetterlingsarten, für Feldgrille, Hummel und Reptilien ist gemäss Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung (2000) eine Wiederbesiedlung der Trockenwiesen Flächen möglich, wenn **die Flächen nicht weiter als 1-3 km voneinander entfernt** sind. Ähnliche Distanzen gelten für verschiedene flugfähige Bestäuberorganismen (vgl. Kapitel 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente, Unterkapitel Ökosystemleistungen). Charakteristische Heuschrecken und Laufkäfer überwinden **selten mehr als 100 m**. Für Schmetterling werden 3 km kritisch. Vögel oder Arten von trockenen Pionierhabitaten legen jedoch auch mehreren Kilometer Distanz regelmässig zurück.

Die IKSR (2006) empfiehlt zwischen grösseren Grünland-Kernzonen Trittsteinflächen in Maximalentfernung von 3 (bis 15) km. Für typische Grünland-Pflanzen und auch für wenige mobile Tierarten können aber bereits viel kürzere Distanzen isolierend wirken (vgl. untenstehend).

Samenbank und Regeneration
Für extensiv genutzte TWW zeigten Stöcklin & Fischer (1999), dass die Lebensdauer von Samen einen starken Effekt auf das lokale Aussterben von Populationen hat. Habitatsspezialisten der TWW haben im Vergleich zu weniger spezifischen Arten tendenziell eher kurzlebige Samen und überdauern deshalb nicht lange im Boden. Generell bilden fast alle Wiesenarten lediglich eine kurzfristige Samenbank, d.h. die Samen bleiben lediglich 1-3 Jahre keimfähig im Boden (Bosshard 1998). Für die Wiederansiedlung von Arten des Grünlandes spielt die Samenbank im Boden also eine untergeordnete Rolle (Bosshard 1998; Gaujour et al. 2012).

Maurer et al. (2003) vermuten, dass Eigenschaften, die die Persistenz fördern, wichtiger sind für die Vorkommenshäufigkeit von Arten in fragmentierten TWWs als Eigenschaften, die die Ausbreitung begünstigen. Denn sie fanden erstere häufiger in TWW-Überresten als Arten ohne solche Eigenschaften. Insbesondere krautige Arten der TWW haben ein geringes Wind-Ausbreitungs-Potenzial über kurze und mittlere Distanzen (1-40m) und der Samen-Anflug wiederspiegelt nicht die Zusammensetzung der TWW-Vegetation. Besser sind die Ausbreitungsfähigkeiten der Gräser (Diacon-Bolli et al. 2012b).

Gemäss in Pärtel et al. (2005) zitierten Studien variiert die Zeit, die Grünlandarten für eine natürliche Ansiedlung benötigen, um mehrere Grössenordnungen. Es wird vermutet, dass, sogar wenn ein Samenangebot in der Nähe besteht, eine natürliche Regeneration von Grünland auf Ackerböden bis zu 100 Jahren dauert.

Deshalb sind Massnahmen für die Regeneration von Wiesen und Weiden notwendig. Solche sind für extensive Wiesen unterdessen angelaufen (pers. Mitteilung G. Volkart). Für TWW besteht ein Konzept zur Wiederherstellung und Erhöhung des Flächenanteils im Schweizer Mittelland (Masé et al. 2008). Mit den heutzutage in der Praxis erprobten Methoden können Grünlandbestände zumindest in botanischer Hinsicht in wenigen Jahren wiederhergestellt werden (Bosshard & Klötzli 1997; Bosshard et al. 2012).

Die Sicherung qualitativ hochwertiger bestehender Grünlandbestände ist jedoch unerlässlich, um überhaupt ökologisch gesehen erfolgreiche Regenerationsmassnahmen durchführen zu können. Denn man ist auf autochthones Saatgut angewiesen, um die lokal angepassten Ökotypen und die genetische Vielfalt zu erhalten (Bosshard et al. 2012) (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen). Zudem kann eine natürliche Zu- und Abwanderung von Organismen nur erfolgen, wenn Quellpopulationen erhalten werden (Pärtel et al. 2005).

Botschaft

- Die bestehende Fläche ökologisch wertvoller Grünlandbestände genügt nicht, um ihre Biodiversität zu erhalten.
- Aufgrund der starken Fragmentierung extensiv genutzter Grünlandbestände ist der Austausch von Organismen zwischen einzelnen Flächen nicht mehr gewährleistet.
- Da die Ausbreitungsfähigkeiten gewisser Grünlandorganismen sehr gering sind, benötigen die meisten Arten für ihre Neuansiedlung unterstützende Massnahmen.
- Für die Erhaltung und Wiederherstellung artenreicher Wiesen besteht viel Wissen. Geeignete Massnahmen sind bekannt. Für die Regeneration von TWW im Mittelland besteht ein Konzept.
- Neben wertvollen grossen Wiesenflächen sind auch kleine Flächen mit geringerer Qualität erhaltenswert. Sie können als Trittsteine und Wanderkorridore die Ausbreitung erleichtern.
- Distanzen zwischen Grünlandflächen von 1-3 km können von vielen charakteristischen Tierarten regelmässig überwunden werden. Für Pflanzenarten und wenige mobile Tierarten treten Isolationseffekte schon ab wenigen Metern auf.
- Massnahmen, die die Koexistenz von Arten fördern, vermindern das Risiko, dass konkurrenzschwache Arten verdrängt werden.

Lebensräume und Arten

Grünland gehört mit bis zu über 80 Pflanzenarten/m^2 potenziell zu den artenreichsten Lebensräumen Europas und bildet für viele Arten das Haupthabitat (Condé et al. 2010; Wilson et al. 2012). In der Schweiz wurden in einer BDM-Stichprobenflächen von 10m^2 in einer Wiese auf der subalpinen Stufe der Nordalpen 82 Gefässpflanzenarten festgestellt (Koordinationsstelle BDM 2012b). Rund 80% der Heuschrecken und Tagfalterarten kommen im extensiv genutzten Grünland vor (Walter et al. 2010).

Trockenwiesen und -weiden

Mehr als 900 Tier- und Pflanzenarten der Schweiz sind auf TWW angewiesen (Lachat et al. 2010b). Davon stehen ca. 40% der Pflanzenarten sowie 50 % der Tierarten auf der Roten Liste (Eggenberg et al. 2001). TWW spielen eine ausserordentlich wichtig Rolle für spezialisierte Tagfalter (Hanssen & Irmler 2006; Koordinationsstelle BDM 2012c) und je etwa 400 Pilz- und Flechtenarten wurden in TWW der Schweiz nachgewiesen (Senn-Irlet & Scheidegger 2006).

Steffan-Dewenter (2000) und andere Autoren zeigen, dass die Anzahl Arten in einzelnen Trockenwiesen mit der Flächengrösse generell zunimmt. Für die Schweiz wird dies durch Steinmann et al. (2011) durch die Aggregation einzelner Probenahmeflächen bestätigt, wobei auch die Habitatsheterogenität bedeutend zur Zunahme der Anzahl Arten beiträgt.

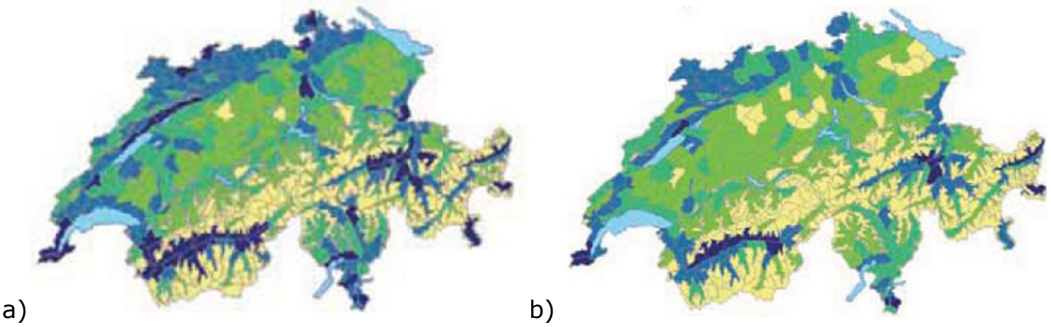
Die Grösse der Objekte im Inventar der TWW von nationaler Bedeutung liegt zwischen 0.2 ha und 245 ha. Die durchschnittliche Objektfläche (mehrere nicht zusammenhängende Teilflächen, die <100m voneinander entfernt sind) beträgt 7,3 ha (Volkart 2011). Die durchschnittliche Grösse der Einzelflächen ist aber nur 4.7 ha auf der LN, im Sömmerungsgebiet grösser, nämlich 10.5 ha (pers. Mitteilung G.Volkart).

Um lokal stabile Populationen der charakteristischen Arten zu erhalten ist dies vermutlich zu klein, wenn die Flächen isoliert sind. Für **Einzelflächen wären Grössen von 10 ha** optimal, für Schmetterlinge und Heuschrecken genügen auch Flächen von 2-4 ha (Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung 2000). Gemäss der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins

(IKSR) (2006) sind **für die charakteristischen Wirbellosen Flächengrößen um 1 ha** für stabile Bestände ausreichend, bei manchen Arten auch deutlich weniger. **Grössere Flächenansprüche von einigen Hektaren** haben aber Reptilien oder Vögel.

Die Lebensraumqualität und konstante Lebensraumbedingungen sind allerdings ebenso wichtig wie die Flächengrösse. TWW sind typischerweise sehr strukturreich, was insbesondere für ihre faunistische Vielfalt wichtig ist (Dipner et al. 2010). Der Anteil von Strukturen wird deshalb als Qualitätskriterium verwendet (vgl. untenstehend Strukturen).

Delarze & Vetterli (2009) ermittelten für Grünland im Tal (Trockenwiesen) die historische und aktuelle Situation sowie das Aufwertungs-Potenzial von Gebieten in der Schweiz (Abbildung 44). Die aktuell noch artenreichsten Gebiete entsprechen den Hotspots der TWW Vorkommen des TWW-Inventars.



a) b)

Abbildung 44: Historische (a) und aktuelle (b) Situation von Grünland im Tal (Trockenwiesen) mit hohem Naturwert (HNV-Farmland). Dunkelblau: die 50 höchsten Sektorwerte, hellblau, dunkelgrün, hellgrün: jeweils die 100 folgenden Sektorwerte (Delarze & Vetterli 2009).

Insbesondere um die Funktionsfähigkeit und Vernetzung einzelner Flächen zu erhöhen und damit TWW-Arten zu fördern, ist die Ausscheidung von Vorranggebieten sinnvoll (Dipner et al. 2010, 2012). Auch die Bedeutung der umgebenden Landschaft und ihrer Heterogenität (Diacon-Bolli et al. 2012a) spricht für den Einbezug der Landschaft bei der Erhaltung der TWW.

Abbildung 45 zeigt, wo und wie viele Vorrangebiete ausgeschieden werden müssten, um von allen 326 Zielarten der TWW (Stand 13. Oktober 2005) mindestens ein Vorkommen zu sichern (26 dunkelgraue Flächen unerlässlich, Auswahl von min. 4 der hellgrauen) (Dalang 2010). Die Sicherung dieser Gebiete ist aber nicht gleichbedeutend mit der Erhaltung der Art. Für letzteres müssten weitere Faktoren erfüllt sein, wie genügend grosse Gesamtfläche, genügende Qualität, Vernetzung und weitere. Die Verteilung der Flächen zeigt des Weiteren, dass die Gebiete mit TWW regional verteilt sein müssen, um alle Zielarten zu erhalten.

Es zeigt sich, dass für die Erhaltung der TWW in der Schweiz viel Wissen und geeignete Instrumente vorhanden sind. Allerdings mangelt es an der Umsetzung (Rieder et al. 2007; Volkart 2011).

Abbildung 45: Minimale Anzahl Gebiete, um von allen 326 Zielarten der TWW mindestens ein Vorkommen abzudecken. „Wählt man alle 26 dunkelgrauen und zufällig 4 der 15 hellgrauen Flächen aus, dann hat man in mehr als 99% der Fälle alle bis auf zwei Zielarten erwischt." (Dalang 2010; Dipner et al. 2012).

Artenreiche Fettwiesen und -weiden in den Tieflagen

Extensiv genutzte Wiesen und Weiden machen in ¾ der von Kohli & Birrer (2003) untersuchten Gebiete im Mittelland unterdessen weniger als 1% der Feldflur aus. Zudem sind sie meist sehr kleinflächig (Hälfte von 1'973 untersuchten Wiesen < 0.11 ha). Auch Parzellen von 174 Fromentalwiesen in der Ostschweiz wiesen in der Studie von Bosshard (2012) nur noch eine durchschnittlichen Flächengrösse

von rund 0.33 ha auf; nur ca. 20% aller Flächen hatten ÖQV-Qualität. Dabei entspricht das Niveau „ÖQV-Qualität" ungefähr der durchschnittlichen Artengarnitur der am intensivsten genutzten Wiesen der 1950er Jahre und ist damit auf einem relativ bescheidenen Niveau. Artenreiche Fromentalwiesen, die in den 1950er Jahren einen guten Teil der damaligen Fettwiesen ausgemacht haben dürften, hatten deutlich mehr als 6 Qualitätsarten (meist mehr als 10) (Publikation in Vorbereitung, pers. Mitteilung A. Bosshard). Die durchschnittliche botanische Artenvielfalt in Fromentalwiesen nahm seit den 1950er um 30% Arten ab, diejenige der charakteristischen Arten sogar um 64%. Fromentalwiesen sind mit einem Anteil von 6.7% in Inventar der TWW von nationaler Bedeutung vertreten (Volkart 2011).

In der Studie von Öster et al. (2007) war die Pflanzenvielfalt verschiedener Wiesentypen von der Flächengrösse und ihrer Heterogenität. Die Vernetzung und die umgebende Landschaft spielten eine geringere Rolle. Gemäss der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2006) sind für mesophiles und feuchtes Grünland **minimale Flächengrössen von (1-) 5 (-10) ha** notwendig. Für Brutvögel seien Grünlandkomplexe mit mindestens **(50-) 250 (-500) ha als Grünlandkernzone** anzustreben. Die durchschnittlichen Flächen in der Schweiz sind also viel zu klein. So nehmen die Brutpaardichten von Braunkehlchen erst ab Wiesenflächen von 15 ha deutlich zu (Müller 2005b).

Delarze & Vetterli (2009) ermittelten für Fettwiesen und -weiden (u.a. Fromentalwiesen) die historische und aktuelle Situation sowie das Aufwertungs-Potenzial von Gebieten in der Schweiz (Abbildung 46). Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie für die Trockenwiesen, wobei jedoch die Region Zürich noch hohe aktuelle Werte aufweist. Walter et al. (2013b) erwähnen räumliche Prioritäten für die Förderung von artenreichen Fettwiesen (UZL-Qualität).

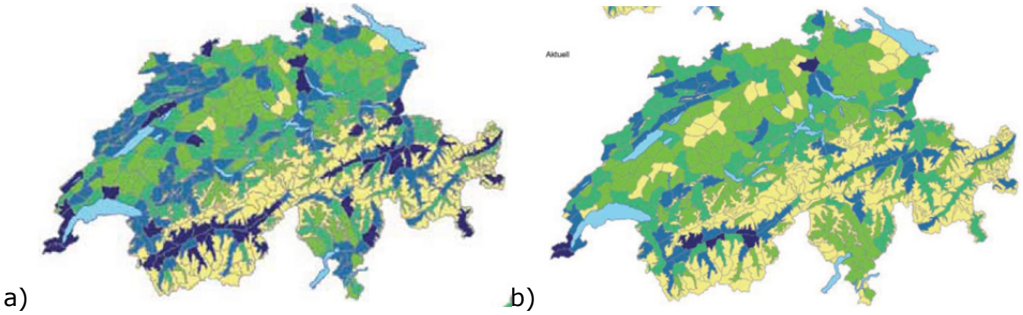


Abbildung 46: Historische (a) und aktuelle (b) Situation von Fettwiesen und -weiden mit hohem Naturwert (HNV-Farmland). Dunkelblau: die 50 höchsten Sektorwerte, hellblau, dunkelgrün, hellgrün: jeweils die 100 folgenden Sektorwerte (Delarze & Vetterli 2009).

Grünland im Berg- und Sömmerungsgebiet

Im Berggebiet sind nach wie vor grossflächige artenreiche Grünlandbestände vorhanden (Schneider et al. 2012). So befinden sich 53% der im TWW-Inventar (vgl. untenstehend) erfassten Fläche im Sömmerungsgebiet (Volkart 2011) .Walter et al. (2013b) schätzen den Anteil von weiterem potenziell wertvollen Grünland in den Bergzonen II-IV auf 5%, 11% und 23% der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. auf 39% des Sömmerungsgebietes.

Allerdings sind auch die Grünlandbestände im Berggebiet gefährdet. Denn die beweidete Fläche im Berggebiet nimmt ab, die Nutzung der beweideten Flächen wird aber intensiviert (Graf & Korner 2011). Dies führt einerseits zu einem Verlust der Weideflächen durch die Verbuschung (Abbildung 41) und andererseits zu einer schleichenden Verschlechterung aufgrund der landwirtschaftlichen Intensivierung (Abbildung 42) (Bosshard et al. 2010). Um eine Übernutzung der einen Flächen und eine Verbuschung anderer Flächen zu vermeiden, ist es deshalb wichtig, auch bei sinkenden Tierzahlen für eine weitflächige extensive Beweidung mit angepasster Weideführung und -pflege zu sorgen (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik) (Schneider & Homburger 2012). Der ökologische Ausgleich hat sich als geeignetes Instrument erwiesen, um Gebiete ökologisch aufzuwerten und die Artenvielfalt zu fördern sowie auch, um die bestehenden artenreichen Wiesen im Berggebiet zu erhalten (Peter et al. 2008; Kampmann et al. 2012).

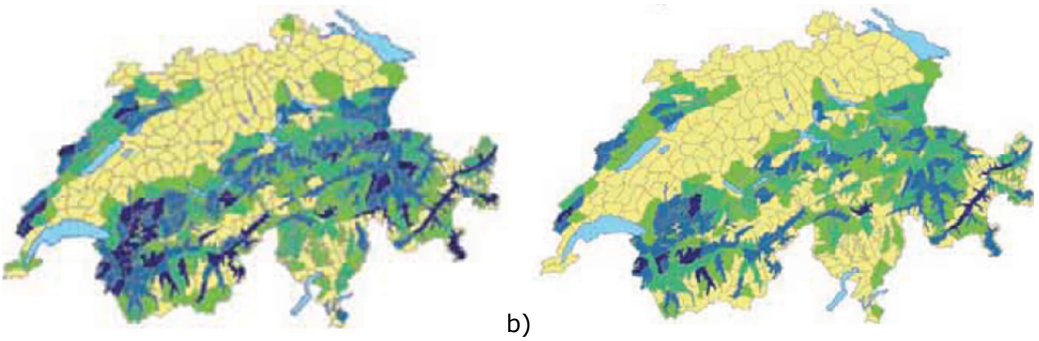
Um die UZL-Ziel- und Leitarten zu erhalten, ermittelten Walter et al. (2013) den Bedarf an Flächen mit UZL-Qualität auf der LN in den landwirtschaftlichen Erschwerniszonen sowie im SöG (Tabelle 44). Für das SöG und die Bergzonen IV und III kann man davon ausgehen, dass Grünland nahezu die gesamte

LN ausmacht. Im Kapitel 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen wird vertieft auf den Flächenbedarf für die Erhaltung der UZL Ziel- und Leitarten eingegangen.

Tabelle 44: Für die Erhaltung der UZL-Ziel- und Leitarten erforderlichen Flächenanteile mit UZL-Qualität im SöG und auf der LN in den anderen Zonen (Walter et al. 2013). SöG = Sömmerungsgebiet, Bergzone = BZ. Fett gedruckt: Grünland bedeckt nahezu die gesamte LN.

Zone	**SöG**	**BZ IV**	**BZIII**	**BZII**	**BZI**	**HZ**	**TZ**
Anteil	**40-60%**	**40-50% der LN**	**20-40% der LN**	15-20% der LN	12-15% der LN	10-14 der LN	8-12% der LN

Delarze & Vetterli (2009) ermittelten für Weiden der Höhenlagen die historische und aktuelle Situation sowie das Aufwertungs-Potenzial von Gebieten in der Schweiz (Abbildung 47).



a) b)

Abbildung 47: Historische (a) und aktuelle (b) Situation von Weiden in Höhenlagen mit hohem Naturwert (HNV-Farmland). Dunkelblau: die 50 höchsten Sektorwerte, hellblau, dunkelgrün, hellgrün: jeweils die 100 folgenden Sektorwerte (Delarze & Vetterli 2009).

Strukturen

Die traditionelle Nutzung von Wiesen, Weiden und der Landschaft in der Schweiz erzeugte im Vergleich zur heutigen Bewirtschaftung einen hohen Strukturreichtum (Diacon-Bolli et al. 2012a). Strukturen sind wichtig für die Biodiversität von Wiesen und Weiden. Insbesondere Arten, die gleichzeitig oder im Verlauf ihres Lebenszyklus verschiedene Habitate benötigen, profitieren deutlich (Diacon-Bolli et al. 2011).

Für Trockenweiden auf nährstoffarmen Standorten wird empfohlen, dass jeweils **10-20% (-30%) der Vegetation** nach einem Weidegang stehen gelassen bzw. nicht bodeneben abgefressen wird (Schmid 2003; Pearson et al. 2006; Martin et al. 2007). So bleiben nach jedem Weidegang Rückzugsräume für diverse Arten und ein Teil des Blütenangebotes für Bestäuber erhalten. Altgrasbestände dienen zudem als Überwinterungsstrukturen. Für Wiesen wird generell **empfohlen bei jedem Schnitt ca. 10% der Vegetation stehen zu lassen** (Humbert et al. 2010, 2012a). Gemäss *Walter et al. (2006)* weisen extensiv genutzte Weiden mit guter faunistischer Qualität zudem einen **Anteil an kaum genutzter krautiger Vegetation**[7] **von 2-8%** auf.

Gehölze machen auf einem Grossteil der qualitativ wertvollen extensiven Weiden einen **Anteil von 15-30%** aus. Sie fanden aber auch Weiden mit einem Gehölzanteil von 50-80%, die faunistisch ausserordentlich wertvoll waren. Gemäss in Diacon et al. (2011) zitierten Studien nimmt die Artenvielfalt von Ameisen bei einem Verbuschungsgrad von mehr als 50%, diejenige von Laufkäfern bei über 25% deutlich ab. Es wird empfohlen den Verbuschungsgrad unter 25% zu halten. Für Schnecken wird ein maximaler Verbuschungsgrad von 5-10% empfohlen (Rüetschi et al. 2012) und auch für typische Vogelarten des offenen Grünlandes wirkt sich eine Verbuschung negativ aus (Graf & Korner 2011). Für TWW empfehlen Dipner et al. (2010) einen Gehölzanteil von 3-20%.

Im Sömmerungsgebiet stellten Koch et al. (2012) eine deutlich höhere Artenvielfalt in Flächen mit einem Deckungswert von **Zwergsträuchern zwischen 30-70%** fest als in andere Flächen. Sie empfehlen aufgrund der Verbuschungsrisiken aber einen maximalen Anteil von 50%.

[7] darunter werden verschiedenartige Pflanzenbestände mit unterschiedlichem Wert für die Fauna verstanden. Kennarten einer wertgebenden kaum genutzten krautigen Vegetationen sind: Spierstauden, Brennnesseln, Brombeeren, Himbeeren, Wasserdost, Alpendost, Weidenröschen, Disteln, Minze und in seltenen Fällen auch die Bunte Kronwicke (Walter et al. 2006).

Extensiv genutzte Weiden der Schweiz weisen **zwischen 0-40% (Mittel 5%) offene Bodenstellen** auf (Walter et al. 2006). Gemäss Rüetschi et al. (2012) sollten für Schnecken offene Bodenstellen in TWW 10 bis 20 % der Fläche ausmachen. Individuenstarke Bestände gefährdeter Schneckenarten sind jedoch oft erst bei einem Anteil von 25 bis 75% anzutreffen. Für insektenfressende Vogelarten in Rebbergen und Obstkulturen ist ein Anteil offener Bodenstellen von 40-70% optimal. (Schaub et al. 2010; Coudrain et al. 2010; Arlettaz et al. 2011). Offene Bodenstellen können zudem die Ansiedlung von Pflanzen begünstigen (vgl. Unterkapitel Artspezifische Prozesse).

Zum Bedarf an Strukturelementen wie Stein- oder Asthaufen wurden praktisch keine quantitativen Informationen gefunden. Ihr Vorhandensein gilt allerdings für die Fauna als wertvoll (Tabelle 45) (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage).

Tabelle 45: Angetroffenes Ausmass an Strukturen in 184 extensiv genutzte Weiden und Waldweiden sowie daraus abgeleitete Qualitätskriterien (Walter et al. 2006).

Strukturen	Bereiche [%]	Mittel [%]	Faunistisch wertvoll [%]
Gehölze	0-80	15	Im Mittel 15%-30%
Kaum genutzte krautige Vegetation*	0-40	6	2-8%
Vegetationsfreie Flächen	0-40	5	In dieser Studie keine Korrelation ersichtlich
Fliessgewässer	In 25% der Weiden		>50 m
Kleine Stillgewässer	Nur in 5 Weiden		Vorkommen gilt als wertvoll
Steinmauern, Lesesteinhaufen	In 20 bzw. 15% der Weiden		Vorkommen gilt als wertvoll

** „qualitativ unterschiedliche Pflanzenarten, von den für die Fauna qualitätsgebenden Spierstauden bis zu dichten und für die Fauna nicht qualitätsgebenden Blackenbeständen"*

Feuchtwiesen, Streuflächen

Vgl. Kapitel 4.5 Moore und Feuchtwiesen

Hochstammobstgärten

Vgl. Kapitel 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente

Botschaft

- Die durchschnittliche Flächengrösse der TWW und der Fromentalwiesen auf der LN im Tiefland ist zu klein und ihre Qualität zu gering, um stabile Bestände der charakteristischen Arten aufrecht zu erhalten.
- Für die Gewährleistung stabiler lokaler Populationen der charakteristischen Arten von TWW werden minimale Flächen von 10 ha, für artenreiche Fettwiesen und Weiden 5-10 ha empfohlen, für Gesamtflächen von Kernzonen von Grünlandkomplexen mehr als 100 ha.
- Im Sömmerungsgebiet und in den Bergzonen sind die noch bestehenden artenreichen Grünlandbestände durch die Aufgabe und die Intensivierung der Nutzung gefährdet.
- Für die Erhaltung der UZL-Ziel- und Leitarten beträgt der Soll-Flächenanteil mit UZL-Qualität ca. 50% des Sömmerungsgebietes (SöG) bzw. folgende Soll-Anteile an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in den Bergzonen: BZI 13%, BZII 17%, BZIII 30%, BZIV 45%. Wobei im SöG und den BZ III und IV Grünland nahezu die gesamte LN ausmacht.
- Strukturen (Gehölze, Altgras, Steinhaufen, offene Bodenstellen,...) sind typische Elemente in Weiden und fördern ihre Biodiversität beträchtlich. Sie sind unerlässlich für Arten, die ein Mosaik von Habitaten benötigen
- Faunistisch wertvolle Weiden weisen meistens einen Gehölzanteil von 15-30% sowie ein nicht abgeweideter Anteil der Vegetation von 10-20% auf; weitere Typen von Strukturen gelten als wertvoll.
- Die aktuell wertvollsten TWW-Flächen sind auf lokaler, die potenziell wertvollen Gebiete für andere Grünlandlebensräume auf regionaler Ebene bekannt.

Populationsgenetik

Genetische Diversität und Fitness

Die Populationsgrössen vieler gefährdeter Pflanzenarten in den verbleibenden TWW im Jura sind kleiner als hundert Individuen (Stöcklin et al. 1999). Kleine Populationen weisen aber häufig eine geringe genetische Variabilität und eine geringere Anpassung an den Standort auf (Leimu & Fischer 2008). Di-

verse Studien zeigen, dass mit einer geringeren genetischen Vielfalt die Fitness der Pflanzen häufig beeinträchtigt und ihr Risiko auszusterben erhöht ist (Fischer & Stöcklin 1997; Kery et al. 2001; Plüss & Stöcklin 2004; Hensen & Wesche 2006; Hensen et al. 2010).

Die Fragmentierung führt auch zu grösseren Unterschieden zwischen Populationen einer Art und zu stärkerer lokaler Adaptation von Populationen. Dadurch nimmt vermutlich auch das Potenzial ab, neue Flächen besiedeln zu können (Picó & Van Groenendael 2007) (vgl. Unterkapitel Artspezifische Prozesse). Es ist deshalb wichtig die genetische Diversität zu erhalten.

Taberlet et al. (2012) untersuchten die Beziehung zwischen der genetischen Diversität einzelner Arten und der Artenvielfalt von Gebirgspflanzen in den Alpen und Karpaten. Sie zeigen, dass auf der untersuchten Skala (Landzellen von ca. 25x22 km) die genetische Vielfalt einzelner Arten nicht mit der Artenvielfalt korreliert. In Regionen mit hoher Artenvielfalt findet sich also nicht immer eine hohe genetische Vielfalt von einzelnen Arten. D.h. diese Aspekte der Biodiversität können nicht generell mit den gleichen Massnahmen erhalten und gefördert werden.

Ansaaten und genetische Konsequenzen
Jährlich werden schätzungsweise Tausende von Hektaren Übersaaten und Ansaaten artenreicher Wiesen mit ein paar wenigen Ökotypen durchgeführt (pers. Mitteilung A. Bosshard), die zudem nicht den Herkunfts-Empfehlungen der SKEW/CPS (2009) entsprechen.

Der Genfluss zwischen standortfremden und den lokal angepassten Ökotypen einer Art kann die Fitness der „Misch-Population" beeinträchtigen (Hufford & Mazer 2003) und die Erhaltung des lokalen Ökotyps gefährden (Bosshard et al. 2012) (vgl. auch Unterkapitel Ökosystemleistungen - Genetische Vielfalt von Futterpflanzen). Die Verwendung von möglichst lokalem Saatgut ist deshalb wichtig und kann den Erfolg einer Ansaat erhöhen (Leimu & Fischer 2008). Falls nicht-einheimische Arten in Saatgutmischungen vorhanden sind, kann es zudem zu einer Hybridisierung nah verwandter Arten kommen (Bleeker et al. 2007).

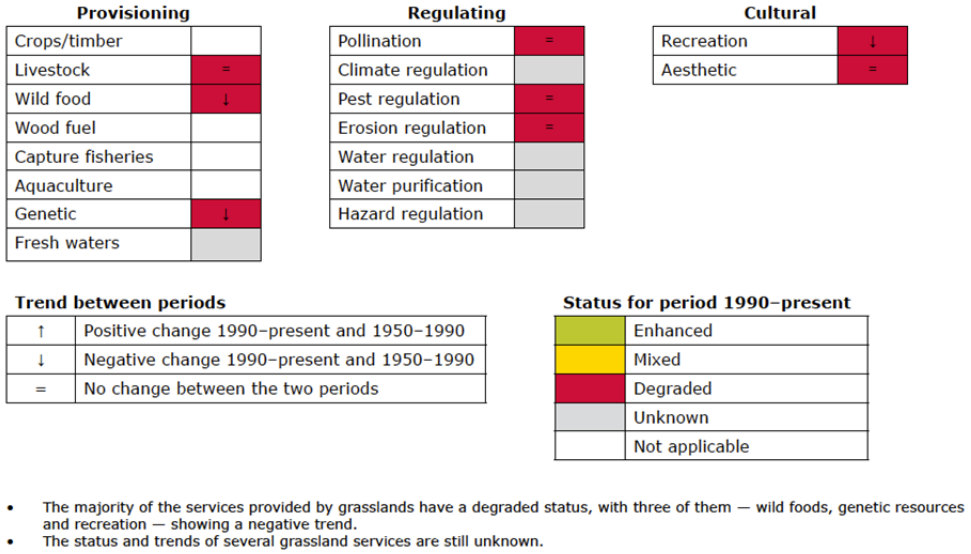
Botschaft

- Kleine Populationen weisen häufig eine geringe genetische Diversität auf.
- Eine geringe genetische Diversität führt häufig zu einer eingeschränkten Fitness, die die Existenz von Populationen gefährdet.
- Die Populationen vieler Pflanzen der TWW sind zu klein, um langfristig in den fragmentierten Flächen zu bestehen. Dasselbe gilt wahrscheinlich für andere artenreichen Wiesentypen.
- Die grossflächige Verwendung von standortfremdem Saatgut kann lokale Ökotypen von Pflanzen und die genetische Vielfalt von Arten gefährden.
- In Regionen mit hoher Artenvielfalt findet sich nicht immer auch eine hohe genetische Vielfalt von einzelnen Arten.

Ökosystemleistungen

Grünland-Ökosysteme erbringen eine grosse Bandbreite von Ökosystemleistungen, die auf funktionierende Prozesse angewiesen sind. Je mehr Prozesse betrachtet werden, desto mehr Arten beeinflussen die Funktionsfähigkeit (Hector & Bagchi 2007; Maestre et al. 2012). Verschiedene Arten tragen zu verschiedenen Zeitpunkten, an verschiedenen Orten und bei unterschiedlichen Umweltbedingungen zur Funktionsfähigkeit der Wiesen und Weiden bei (Isbell et al. 2011; Cardinale et al. 2012). So erbringen diversere Wiesen und Weiden bei ansonsten gleichen Bedingungen ein Vielzahl von Funktionen besser als solche mit einer geringen Diversität (Balvanera et al. 2006; Allan et al. 2013).

Extensiv genutztes Grünland bietet zudem viele Leistungen gleichzeitig, ohne dass ein grosser Energie-Input nötig ist (Bullock et al. 2011). Allerdings sind die Qualität und Quantität vieler dieser Leistungen unter den aktuellen Bedingungen degradiert (Condé et al. 2010) (Abbildung 48). So gefährdet z.B. die Fragmentierung der TWW ihre Kapazität, Ökosystemleistungen wie Erholung, Artenvielfalt und Trinkwasserreinhaltung bereitzustellen. Unter den heutigen Umständen ist ihr Potenzial, das die Gesamtfläche in der Schweiz bieten würde, deshalb bereits stark reduziert (Grêt-Regamey et al. 2012).



Provisioning	
Crops/timber	
Livestock	=
Wild food	↓
Wood fuel	
Capture fisheries	
Aquaculture	
Genetic	↓
Fresh waters	

Regulating	
Pollination	=
Climate regulation	
Pest regulation	=
Erosion regulation	=
Water regulation	
Water purification	
Hazard regulation	

Cultural	
Recreation	↓
Aesthetic	=

Trend between periods	
↑	Positive change 1990–present and 1950–1990
↓	Negative change 1990–present and 1950–1990
=	No change between the two periods

Status for period 1990–present	
	Enhanced
	Mixed
	Degraded
	Unknown
	Not applicable

- The majority of the services provided by grasslands have a degraded status, with three of them — wild foods, genetic resources and recreation — showing a negative trend.
- The status and trends of several grassland services are still unknown.

Abbildung 48: Aktueller Stand und Trend von Ökosystemleistungen des Grünlandes auf europäischer Ebene (Condé et al. 2010).

Produktions-Potenzial

Die Vielfalt in Wiesen und Weiden ermöglicht eine komplementäre und damit effizientere Ressourcennutzung (z.B. Nährstoffe) (Hooper et al. 2005). Dies führt zu einer höheren Produktivität von diverseren im Vergleich zu artenarmen Wiesen (Nyfeler et al. 2009). Die Vielfalt erhöht zudem die Wahrscheinlichkeit, dass besonders produktive Arten vorhanden sind (Tilman et al. 2001) und hält die Produktion tendenziell auch bei extremen Umweltbedingungen (z.B. Trockenheit) besser aufrecht (Tilman & Downing 1994; Kahmen 2005).

Unter anderem deswegen nehmen die Auswirkungen der Pflanzenvielfalt auf die Primärproduktion eines Standortes mit der Zeit tendenziell zu. Dies scheint zumindest teilweise durch positive Wirkungen auf Bodenorganismen und ihre Rückwirkungen verursacht zu sein (Eisenhauer et al. 2012). Der Verlust der Artenvielfalt und der Qualität in naturnahen Grünlandsystemen (vgl. obenstehend) gefährdet somit die Aufrechterhaltung des Produktions-Potenzials über längere Zeiträume.

Im Rahmen des Projektes AlpFutur fand man auf intensiver beweideten Alpbereichen eine höhere Futterproduktion und -qualität, aber eine geringere Pflanzenartenvielfalt als auf weniger intensiv beweideten Flächen. Die artenreichsten Bestände waren aber nicht die unproduktivsten. Artenreiche, wenig intensive Weiden ergeben wertvolles Futter mit hoher zeitlicher Elastizität (Schneider & Homburger 2012).

Genetische Ressourcen von Futterpflanzen

Natürliche und halbnatürliche Wiesen sind einerseits sehr artenreich und können andererseits eine sehr hohe genetische Variabilität innerhalb einer Art aufweisen (Vandewalle et al. 2010). Sie bilden somit ein wichtiges Reservoir für die genetischen Ressourcen von Futterpflanzen. Aufgrund der vielen verschiedenen Standortbedingungen finden sich in der Schweiz viele verschiedene Ökotypen von bestimmten Futterpflanzenarten und somit ein beachtlicher Genpool, der auf europaweites Interesse von Züchtern stösst (Köhler & Rometsch 2008). So fanden z.B. Peter-Schmid et al. (2008) in der Schweiz für *Festuca pratensis* einerseits deutliche Unterschiede zwischen den Ökotypen unterschiedlicher Standorte und andererseits Ökotypen, die den kultivierten Gräsern in wichtigen Eigenschaften überlegen waren.

Damit die Pflanzenarten dynamischen Prozessen ausgesetzt sind und sich so durch natürliche Selektion verändernden Bedingungen anpassen können, ist eine in-situ Erhaltung der Futterpflanzen, d.h. die Erhaltung ihrer Lebensräume, wichtig (Köhler & Rometsch 2008).

Gemäss dem von Weyermann (2007) im Auftrag des BLW erarbeiteten Konzeptes sollen in jeder biogeographischen Region alle vorkommenden futterbaulich relevanten Pflanzengesellschaften in den verschiedenen Höhenstufen berücksichtigt werden. Diesbezügliche Pilotprojekte wurden bereits durchgeführt (Bosshard et al. 2009).

Heutzutage wird das Ausgangsmaterial für Schweizer Zuchtprogramme grösstenteils in einheimischen Wiesen und -weiden gesammelt. Der Anteil empfohlener Sorten von Futterpflanzen mit Schweizer Herkunft hat sich seit 1980 ca. verfünffacht (Walter et al. 2010). Bei Begrünungen wird heutzutage in der Schweiz allerdings noch zu wenig autochthones Saatgut verwendet, was lokale Ökotypen verdrängen (Bosshard et al. 2012) und damit die Erhaltung der genetischen Ressourcen gefährden kann (vgl. Unterkapitel Genetik).

Bestäubungsleistung
Artenreiche Wiesen beherbergen vielfältige Bestäubergemeinschaften (Vandewalle et al. 2010). In Grossbritannien ist der Rückgang von Hummeln mit dem Rückgang charakteristischer Pflanzen des extensiv genutzten Grünlandes verbunden (Bullock et al. 2011). Es ist bekannt, dass die Fragmentierung von TWW Bestäuber-Pflanzen-Interaktionen beeinträchtigen kann (Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002). Goverde et al. (2002) zeigen, dass die Besucherrate von Blüten durch Bestäuber in fragmentierten TWW-Flächen im Vergleich zu Kontrollflächen reduziert ist. In der Schweiz weisen Wiesen mit ÖQV-Qualität eine höhere Artenvielfalt und Abundanz von Bestäubern auf als intensiv bewirtschaftete Wiesen. In letzteren nahm einerseits die Artenanzahl und Abundanz von kleinen Bestäubern und andererseits die Anzahl Früchte und Samen gewisser Pflanzen mit zunehmender Distanz zu Wiesen mit ÖQV-Qualität ab (Albrecht et al. 2007).

Weiteres zur Bestäubung sowie zu diesbezüglichen Flächen- und Distanzeffekte findet sich im Kapitel 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente

Erosionsvermeidung
Grünland übernimmt insbesondere im Berggebiet wichtige Funktionen in der Erosionsvermeidung, wobei Grünland auf nährstoffarmen Standorten weniger erosionsanfällig ist (Dipner et al. 2010) und artenreiche Bestände mit einem vielfältigen Wurzelwerk einen besseren Erosionsschutz bieten (Martin et al. 2010; Pohl 2010). Vermutlich spielen auch gewisse einzelne Arten (key-stone species) eine besonders wichtige Rolle (Caprez et al. 2011). Mit einer geeigneten Bewirtschaftung kann das Erosionsrisiko minimiert werden (Dipner et al. 2010).

Auf die Bedeutung der Erosionsvermeidung wird im Kapitel 4.7 *Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente, Ökosystemleistungen eingegangen.*

Kulturelle Leistungen
Die Wiesen und Weiden sind ein Resultat der traditionellen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und somit ein Kulturgut der Schweiz (Waldner 2005). Ganze Landschaften werden dadurch geprägt (ARE et al. 2011; Schwyzer et al. 2012). Naturnahe Wiesen und Weiden mit einem grossen Artenreichtum werden von der Bevölkerung in der Schweiz und Touristen geschätzt (Vandewalle et al. 2010; Bullock et al. 2011), was von Tourismusverantwortlichen noch ungenügend erkannt wird (Hauser 2006).

Grêt-Regamey et al. (2012) zeigen, dass der monetäre Erholungswert von TWW und extensivem Grünland im Vergleich zu intensiv genutztem Grünland höher ist. Ihr Wert ist jedoch durch die Fragmentierung gefährdet und das Potenzial der Gesamtfläche kann deshalb nicht ausgeschöpft werden. Zudem nimmt mit zunehmender Fragmentierung der Bewirtschaftungsaufwand zu. Der Sicherung der Flächenmindestgrösse und einer gezielten Vernetzungsstrategie sei deshalb grosses Gewicht beizumessen.

Die Nutzung der kulturellen Ökosystemleistungen kann u.a. aufgrund der Erstellung von Infrastruktur (Abbildung 49) oder anderer menschlicher Aktivitäten auch zu einer Beeinträchtigung dieser Ökosystemleistungen (Roth et al. 2010) wie auch zu einer Gefährdung der Biodiversität führen (Oggier et al. 2001).

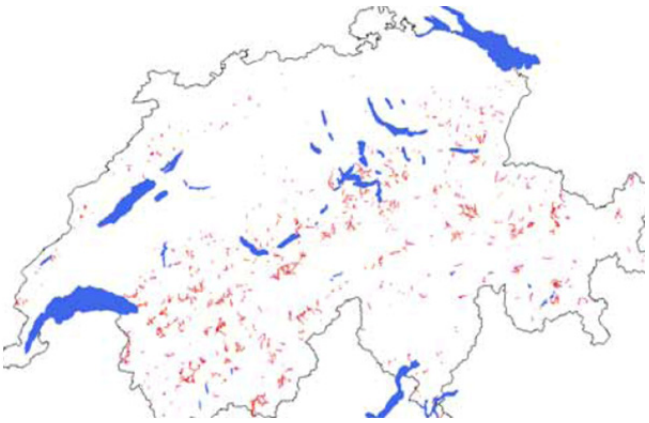


Abbildung 49: Touristische Transportanlagen in der Schweiz. Eine Konzentration der Anlagen in den Alpen ist sichtbar. Seit 1965 hat ihre Anzahl um mehr als das Dreifache zugenommen (Oggier et al. 2001).

Speicherung von Kohlenstoff

Vgl. Kapitel 4.5 Moore und 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente

Botschaft

- Die Nutzung der Ökosystemleistungen des Grünlandes, insbesondere eine zu intensive Nutzung einer einzelnen Leistung, kann die Ökosystemleistungen selbst wie auch die Biodiversität des Grünlandes beeinträchtigen.
- Der Rückgang der Biodiversität von Grünlandflächen gefährdet die Resilienz von Wiesen und Weiden, die Aufrechterhaltung des Produktions-Potenzials und die Erbringung anderer Ökosystemleistungen.
- Diversere Wiesen und Weiden erbringen bei ansonsten gleichen Bedingungen ein Vielzahl von Ökosystemleistungen besser als solche mit einer geringen Diversität.
- Wiesen und Weiden können aufgrund der Fragmentierung und verminderter Qualität das Potenzial ihrer Ökosystemleistungen nicht vollständig erbringen.
- Um die genetischen Ressourcen von Grünlandbeständen (Futterbaupflanzen, crop wild relatives) zu erhalten, sind genügend Flächen verteilt in der Schweiz und auf verschiedenen Höhenstufen notwendig. Entsprechende Konzepte und Pilotprojekte bestehen.
- Vielfältige Grünlandbestände vermindern das Erosionsrisiko. Eine standortangepasste Bewirtschaftung der Flächen trägt zu Minimierung des Risikos bei.
- Naturnahe Wiesen und Weiden mit einem grossen Artenreichtum werden von der Bevölkerung in der Schweiz und von Touristen geschätzt.
- In Wiesen mit ÖQV-Qualität ist die Abundanz und Anzahl von Bestäubern höher als in intensiv genutzten Wiesen. Die Fragmentierung von Grünlandbeständen kann Bestäuber-Pflanzen-Interaktionen beeinträchtigen.

ExpertInnenenumfrage

Die aktuelle Qualität der TWW und der artenreichen Fettwiesen und Weiden[8] (AFW) wird in den Zentralalpen von 70-80% der ExpertInnen als genügend eingestuft. Im Jura, in der Alpennord- und Alpensüdflanke wird sie jedoch von ca. der Hälfte der ExpertInnen als ungenügend eingestuft. Im Mittelland wird die Qualität der TWW von 88%, diejenige der AFW von 100% als ungenügend eingeschätzt (Tabelle 46). Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung.

Die aktuelle Fläche der TWW wird in den Zentralalpen von knapp 70%, in den übrigen Regionen von mehr als 85% der ExpertInnen als zu klein eingeschätzt. Sie erachten je nach Region etwas weniger als eine Verdoppelung (Zentralalpen) bis knapp eine Vervierfachung (Mittelland) als notwendig, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Ausgehend von der aktuellen TWW-Fläche von 37'000 ha in der Schweiz (Tabelle 41) bedeutet eine Zunahme um 166%, dass ca. **98'000 ha TWW** notwendig wären, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten.

Die aktuelle Fläche der AFW wird im Mittelland von 100% der ExpertInnen als zu klein eingestuft, im Jura, Alpennord und Alpensüdflanke von über 70% und in den Zentralalpen von 50-60%. Im Mittelland

[8] Fettwiesen und -weiden gemäss Delarze & Gonseth (2008) und mit Qualität gemäss ÖQV

erachten sie ein **Zunahme der Fläche der AFW** um 174% als notwendig, in den übrigen Regionen eine Zunahme der Flächen von bis zu 76%. Ausgehend von einer geschätzten Fläche artenreichen Grünlandes unterhalb des SöG von 33'000 ha (Tabelle 41) wären aufgrund der im Mittel für die Schweiz als notwendig eingeschätzten Zunahme der Flächen um 112% eine **Fläche artenreicher Fettwiesen und Weiden von ca. 71'000 ha** in den Tal-, Hügel- und Bergzonen (ohne SöG) notwendig.

Die aktuelle Qualität und Quantität der Gebirgsmagerrasen wird mit Ausnahme des Juras und der Alpennordflanke von fast allen ExpertInnen als genügend erachtet. Für Jura und Alpennordflanke wird ein Zunahme der Fläche der Gebirgsmagerrasen von 10-15% als notwendig erachtet.

Tabelle 46: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Quantität der Trockenwiesen und -weiden (a), der artenreichen Fettwiesen und -weiden (b) und der Gebirgsmagerrasen (c) als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler), n = Anzahl Antworten.

a)

Trockenwiesen und -weiden	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	75.0	52	98.1	166 (±30)	30
Jura	50.0	52	86.5	113.0 (±23.4)	48
Mittelland	88.7	53	98.1	292.5 (±36.5)	43
Alpennordflanke	56.9	51	85.4	122.0 (±26.3)	49
Westl. Zentralalpe	20.5	44	68.2	92.7 (±25.7)	37
Östl. Zentralalpen	22.0	41	69.2	84.4 (±27.2)	29
Alpensüdflanke	53.7	41	89.7	137.6 (±35.8)	27

b)

Artenreiche Fettwiesen und -weiden	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	82.4	17	100.0	112 (±42)	16
Jura	50.0	16	71.4	50.2 (±22.1)	11
Mittelland	100.0	18	100.0	174.4 (±49.5)	17
Alpennordflanke	56.3	16	76.9	30.7 (±8.0)	12
Westl. Zentralalpen	30.8	13	50.0	75.8 (±64.1)	10
Östl. Zentralalpen	30.8	13	63.6	8.1 (±2.4)	8
Alpensüdflanke	54.5	11	72.7	52.3 (±26.2)	9

c)

Gebirgsmagerrasen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	0.0	19	30.0	3.2 (±3.9)	11
Jura	16.7	12	63.6	15.1 (±4.2)	8
Alpennordflanke	11.1	18	50.0	13.4 (±7.1)	12
Westl. Zentralalpen	0.0	18	20.0	5.1 (±4.4)	10
Östl. Zentralalpen	0.0	18	14.3	6.2 (±4.4)	9
Alpensüdflanke	11.8	17	28.6	7.7 (±4.1)	10

93 bzw. 84% der ExpertInnen sehen im Mittelland den grössten Handlungsbedarf bezüglich der Flächengrösse der TWW und AFW (nicht gezeigt). Aber auch in den anderen Regionen wird jeweils von mehreren ExpertInnen ein Handlungsbedarf gesehen.

Botschaft

- 80% der ExpertInnen erachten die aktuelle Qualität der TWW und der artenreichen Fettwiesen und -weiden in der Schweiz als ungenügend. 100% der ExpertInnen erachten zudem die aktuelle Fläche als zu klein, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten.
- Im Mittel schätzen die ExpertInnen, dass mehr als eine Verdoppelung der Fläche der TWW sowie der artenreichen Fettwiesen und -weiden mit ÖQV-Qualität notwendig sind, d.h. Flächen von ca. 98'000 ha TWW und 71'000 ha artenreichen Fettwiesen und -weiden mit ÖQV-Qualität.
- Die aktuelle Qualität und Quantität der Gebirgsmagerrasen werden vom Grossteil der ExpertInnen auf Ebene der Schweiz als genügend erachtet.

Gesamter Flächenbedarf

Literatur und ExpertInnenmeinung zeigen, dass die Qualität des überwiegenden Teils des Grünlandes in den Tieflagen ökologisch gesehen ungenügend ist. Neben einer intensiven Bewirtschaftung gefährdet die Stickstoffdeposition, welche zu einer weiträumigen Überschreitung der „critical loads" führt, die Erhaltung der Biodiversität des Grünlandes.

Die Gesamt- und Einzelflächen von Wiesen und Weiden mit guter Qualität sind zu klein (Daten sind für TWW und Fromentalwiesen vorhanden) und ihr Verbund wahrscheinlich unzureichend, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Sowohl die quantitativen als auch die qualitativen

Verluste halten aber weiterhin an. Die Populationen vieler Pflanzen der TWW und wahrscheinlich auch anderer artenreicher Wiesentypen sind zu klein, um langfristig in den fragmentierten Flächen zu bestehen, was auch die Erhaltung der genetischen Ressourcen gefährdet.

Im Berggebiet bestehen noch grosse Flächen artenreicher Grünlandbestände mit guter Qualität. Allerdings sind auch diese einerseits durch die Nutzungsaufgabe und andererseits durch eine Intensivierung der Nutzung gefährdet. Gemäss der Studie „Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft" sollten **für die Erhaltung der UZL-Ziel- und Leitarten ca. 50% des Sömmerungsgebietes (SöG), 45% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in der Bergzone (BZ) IV und 30% der LN in der BZIII UZL-Qualität** aufweisen. Diese Zonen weisen im Gegensatz zum Tiefland momentan noch genügend Grünlandflächen mit UZL-Qualität auf.

Die Sicherung der wertvollen Grünland-Restbestände in der Schweiz sowie die Neuschaffung qualitativ wertvoller Grünlandbestände in Tiefland sind deshalb dringend. Schweizer ExpertInnen schätzen (Mittelwert der Antworten), dass **mehr als eine Verdoppelung der aktuellen Flächen der TWW und der artenreichen Fettwiesen und -weiden mit ÖQV-Qualität notwendig** ist. Dies entspricht einer Gesamtfläche von ca. **98'000 ha TWW** in der Schweiz (aktuell: 37'000 ha) sowie einer **Fläche artenreicher Fettwiesen und Weiden von ca. 71'000 ha** (aktuell: ca. 33'000 ha) (ohne Bedarf in SöG). Je nach Region bestehen aber Unterschiede.

Das notwendige Wissen für die Erhaltung und optimale Bewirtschaftung der verschiedenen Grünlandtypen besteht. Ebenso ist das Wissen für die notwendige Regeneration von wertvollen Wiesen und Weiden vorhanden. Die Umsetzung und Anwendung ist aber noch ungenügend.

Anordnung im Raum

Die potenziell wertvollen Regionen für Grünlandlebensräume wie auch die Defizitregionen sind bekannt. Für UZL Ziel- und Leitarten wurden die Regionen mit der höchsten Bedeutung ermittelt und darauf basierend prioritäre Regionen für die Förderung von Grünlandlebensräumen vorgeschlagen. Zudem wurde analysiert, in welchen Regionen die Gefährdung der UZL-Arten aufgrund der zunehmenden Verwaldung am grössten ist.

Die genauen Standorte wertvoller artenreicher Fettwiesen und -weiden sind nicht systematisch erfasst. Für TWW sind die wertvollsten Flächen hingegen genau identifiziert. Die Verantwortung verschiedener Gebiete für charakteristische TWW-Arten kann mit den vorhandenen Daten ermittelt werden.

Die wertvollen Grünlandbestände in der Schweiz sind heutzutage zumindest in den Tieflagen stark fragmentiert, was einen regelmässigen Austausch von Individuen zwischen Populationen verhindert und das Potenzial der Ökosystemleistungen vermindert. Zwar können Distanzen von 1-3 km zwischen Einzelflächen von vielen charakteristischen Tierarten des Grünlandes überwunden werden. Für Pflanzenarten und wenig mobile Tierarten treten Isolationseffekte aber schon ab wenigen Metern auf. Deshalb bilden neben wertvollen grossen Wiesenflächen auch kleine Flächen mit geringerer Qualität wichtige Elemente im Lebensraumverbund der Wiesen und Weiden. Sie können als Trittsteine und Wanderkorridore die Ausbreitung erleichtern.

Aufgrund der hohen Fragmentierung benötigen deshalb viele Arten für ihre Ansiedlung in Beständen, wo sie nicht mehr vorkommen, unterstützende Massnahmen.

4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und Strukturelemente

In diesem Kapitel wird zwischen nicht eindeutig abgegrenzten Gebieten (Landwirtschaftsgebiet, Kulturlandschaft, etc.) und der klar definierten Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) unterschieden. Worauf siche eine Angabe bezieht, wird jeweils erwähnt.

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)

8.1.3. Kastanienselven

8.1.4 Hochstammobstgarten

8.1.6 Rebberg

8.2. Feldkulturen

5.3 Gebüsche

sowie ökologische Ausgleichsflächen (ohne Grünland) und Strukturelemente

Wiesen und Weiden sowie das Sömmerungsgebiet werden im Kapitel 4.6 Grünland bearbeitet. Nasse und Feuchte Wiesen sowie Moore im Kapitel 4.5 Moore und Feuchtwiesen.

Ausdehnung

Tabelle 47: Ausdehnung von Lebensräumen im Landwirtschaftsgebiet.

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung		Bemerkung, Quelle
Landwirtschaftsflächen (inkl. Sömmerungsgebiet)	1979/85	1'573'313 ha		BFS Arealstatistik, Verlust von 482 km^2, Arealstatistik 2004/09 zeigt weiterhin hohen Verlust
	1992/97	1'525'136 ha		
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	1985	1'068'893 ha		(BFS 2012b)
	2011	1'051'866 ha		
Ackerfläche	1850	400'000 ha*		(BFS 2005a)
	2011	400'000 ha, wovon ca. 133'000 ha Kunstwiesen		(BLW 2012), Verlust von 10'352 ha (2.1%) zw. 1979/85-1992/97 (Monet Indikator Ackerfähige Böden)
Ökologische Ausgleichsflächen (ÖAF) auf der Ackerfläche	2011	2'584 ha (0.6% der Ackerfläche)		Buntbrachen, Rotationsbrachen, Ackerschonstreifen und Säume auf Ackerfläche (BLW 2012)
Biologisch bewirtschaftete Fläche	2011	113'900 ha (11% der LN), ca. 19'942 ha (4.9%) der Ackerfläche, wovon 9'580 ha Kunstwiesen		(BLW 2012), (BFS 2012c) weitere 72'747 ha Extenso Anbau (18% der Ackerfläche)
Rebbaufläche	1850	27'000 ha*		(BFS 2005a)
	2011	14'920 ha		(BLW 2012), wobei 227 ha (1.5%) mit ÖQV-Qualität →Verlust von 45% bzw. 99% wenn man nur Flächen mit ÖQV-Qualität berücksichtig.
Feldobstbäume [Anzahl und Fläche]	1885	16'000'000*	160'000 ha	(BFS 2005b), (BLW 2012), Annahme: 1 Baum = 1 Are, leichte Zunahme seit 2010. Wobei 2011 559'659 Bäume bzw. 5'596 ha (25%) mit ÖQV-Qualität
	1951	15'120'000	151'200 ha	
	1961	11'540'000	115'400 ha	
	1981	5'525'000	55'250 ha	
	2011	2'235'827	22'358 ha	
Hecken	1958	Heckenlandschaften: 0.5-2 km/km^2 Höchstdichten: 2.5-5 km/km^2		(Steiner-Haremaker & Steiner 1961), Verlust wahrscheinlich schon vor den 1960er Jahren, Reif & Richert (1995) für Heckendichten in Europa

	2009	CH: 10'334 km Nur LN: 7'651 ha → Ø 0.6-1.25 km/km^2 (bei ein o. zweiseitigem Puffer)	Länge: BDM-Indikator E4 Fläche: Heckenlänge mit 4m Puffer ins Kulturland (Walter et al. 2013), ohne Sömmerungsgebiet, wobei 2011 2984 ha mit ÖQV-Beiträgen (BLW 2012)
Strukturen** mit ÖQV-Beiträgen	2011	879 ha	(BLW 2012), ÖQV = Ökologische Qualitätsverordnung

*Schätzung, ** Wassergräben, Tümpel, Ruderalflächen, Steinhaufen, Trockenmauern, weitere ökologische Ausgleichsflächen

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	**Regenerierbarkeit**
Hochstammobstgärten	schwer regenerierbar (15-150 Jahre, für bestimmte Organismen mehr)*
Rebkulturen	
Hecken, Gebüsche, Feldgehölze, Einzelbäume	
Äcker, Ackerbrache mit artenreicher Segetalflora	bedingt regenerierbar (< 15 Jahre, für bestimmte für bestimmte Organismen mehr)
Krautige und grasige Säume	
Trockenmauern	
Ruderalstandorte	

* was aber nicht heisst, dass wertvolle Flächen nicht auch in kürzerer Zeit entstehen können.

Zustand

Boden: In rund 90% der nicht versiegelten Böden der Schweiz finden sich geringe Schadstoffanreicherungen, in 9% mittlere und in einem 1% hohe. Auf Ackerflächen werden die Richtwerte für Kupfer in ca. 15% der Messstandorte überschritten, in Intensivkulturen bei fast 60%. Für Cadmium, Blei und Zink finden sich Richtwertüberschreitungen in mehr als 5% der Fälle (BAFU und BLW 2008). Die ackerfähigen Böden der Schweiz weisen gemäss Risikoberechnungen in 22% der Fälle eine mittlere (>2t/ha) und in 17% eine starke Erosion (>4t/ha) auf. Für die Bodenverdichtung liegen keine flächendeckenden Angaben zum Ausmass und zur Verbreitung vor (BAFU und BLW 2008).

Ackerbaugebiet: Für die gesamte Schweiz schätzen 91% der befragten ExpertInnen (n=11) den Zustand des Ackerbaugebietes bezüglich der Erhaltung dessen Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" ein (vgl. Unterkapitel Arten und Lebensräume).

ÖAF: Der Anteil ökologischer Ausgleichsflächen (ÖAF) mit Qualität gemäss ÖQV beträgt etwas mehr als 30% aller ÖAF, in der Talregion jedoch weniger als 20% (Koordinationsstelle BDM 2012d). Auf den ÖAF finden sich zwar mehr und anspruchsvollere Arten als auf intensiv genutzten Flächen, bedrohte Arten hingegen finden sich nur wenige (Aviron et al. 2005).

Lebensraumdynamik

Meliorationen und Veränderung der Strukturvielfalt

Insbesondere zwischen 1965 und 1990 stiegen die Parzellengrössen infolge der Meliorationen und der Intensivierung der Landwirtschaft stark an. Dies führte unter anderem zu einem grossen Verlust von verschiedenen ökologisch wertvollen Strukturen (Bosshard et al. 2010; Walter et al. 2010), zu einer Abnahme der Anzahl Parzellen und damit zu einem grossen Verlust von Grenzstrukturen (linearen Elemente wie z.B. Grassäume, Hecken,...) dazwischen (Kaule 1991; Werner et al. 2006). Dieser Strukturverlust wird von diversen Studien eindrücklich dokumentiert (Ewald & Klaus 2009). Heute besteht in den Landwirtschaftsgebieten ein grosser Mangel an diesen Landschaftselementen (vgl. Unterkapitel Arten und Lebensräume sowie ExpertInnenumfrage).

Im Ackerbaugebiet führt eine Vergrösserung einheitlich bewirtschafteter Flächen zu einer stärkeren Isolation von naturnahen Flächen und zu einem Verlust von Grenzstrukturen. Zudem werden sie normalerweise intensiver bewirtschaftet. Deshalb werden Empfehlungen für maximale Grössen von einzelnen einheitlich bewirtschafteten Ackerflächen ausgesprochen (Tabelle 48). Gemäss Kaule (1991)

sind Parzellen-Breiten von weniger als 50 m optimal für Arten der vorindustriellen Landwirtschaft. Bei Breiten von 50-100 m gehen empfindliche Arten zurück. Als Grenzbereich (maximale Breiten) im Sinne des Artenschutzes bezeichnet er Breiten von 100-150 m bzw. einheitlich bewirtschaftete Parzellen von weniger als < 5 ha Fläche.

Tabelle 48: Empfohlene Maximal-Grössen für einheitliche, mit einer Kultur bewirtschaftete Ackerflächen (aus Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung 2000).

Maximalgrößen für Ackerschläge		
Größe	**Anmerkungen**	**Literaturquelle**
5 ha	Theoretische Optimalgröße aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes.	Kaule 1986: 324
< 10-12 ha	Abgeleitet aus der landschaftsökologischen Stabilität und den spezifischen Steuerungsmechanismen innerhalb von Agrarökosystemen.	Haber 1991: 28
Bei beliebiger Länge nicht breiter als 150-200 m	Abgeleitet von den Mindestabständen zwischen zwei Saumbiotopen mit typischen Arteninventar.	Wildermuth 1978, Heydemann 1986: 15

Kulturenvielfalt

Seit 1900 ging die Anzahl angebauter Kulturpflanzen und -sorten zurück (Werner et al. 2006; Walter et al. 2010). Gemäss Hoffmann et al. (2012) sind eine hohe Kulturenvielfalt in Ackerbaugebieten sowie die Vegetationsstrukturen und die Heterogenität der Kulturen entscheidend für die Abundanzen von Vogelarten des Offenlandes. Ebenso wurde in 25 Agrarlandschaften Europas ein positiver Effekt der Artenvielfalt angebauter Kulturpflanzen auf Arthropoden festgestellt (Billeter et al. 2007). Werner et al. (2006) betonen, dass auch die Anzahl in der Fruchtfolge angebauter Kulturen für die Verfügbarkeit verschiedener Habitate wichtig ist. So empfiehlt es sich für die Erhaltung von Agrarvogelarten Flächenanteilen einzelner Hauptkulturen von maximal 10 bis 25% (Raps, Mais) bzw. 10 bis 40% (Winterweizen) nicht zu überschreiten. Auf der restlichen Fläche können weitere verschiedene Kulturen angebaut werden (Hoffmann et al. 2012).

Bewirtschaftungsintensität

Die landwirtschaftliche Nutzung führte in den letzten Jahrhunderten zu speziellen durch die Nutzung geprägten Lebensräumen mit daran angepassten artenreichen Lebensgemeinschaften. Die Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere seit 1900, verursachte einen starken Rückgang ehemals typischer Arten des Landwirtschaftsgebietes (Walter et al. 2010) wie auch eine Degradierung verschiedener Ökosystemleistungen (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen).

Der Einsatz von chemisch-synthetischen Hilfsstoffen (Herbizide, diverse Pestizide, Kunstdünger und andere) und der hohe Nährstoffeinsatz (vgl. folgendes Unterkapitel) verursachen neben den erwünschten auch eine Vielzahl negativer Effekte (Stoate et al. 2001). Low-Input Anbaumethoden (Biolandbau oder ähnliche Systeme, die grösstenteils auf chemisch-synthetische Hilfsmittel verzichten) hingegen haben im Vergleich zu intensiveren Anbaumethoden auf viele Organismen und Ökosystemleistungen positive Effekte (Abbildung 50, vgl. auch Unterkapitel Ökosystemleistungen) (Pfiffner & Balmer 2009; Bosshard et al. 2010).

In Deutschland erachtet das Umweltbundesamt (2010) deshalb eine **Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus auf 20% der landwirtschaftlichen Gesamtfläche** sowie einen **Mindestanteil von 10% ökologischer Vorrangflächen** als unverzichtbar, um die negativen Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität zu kompensieren (vgl. auch Unterkaptel ExpertInnenumfrage). Flohre et al. (2011) weisen nach, dass sich ein geringerer Einsatz von Pestiziden und Dünger positiv auf die Vielfalt von Pflanzen und Vögeln auswirkt. Gemäss Carsten Thies et al. (2010) ist dies bzw. eine Reduzierung des Produktionsmitteleinsatzes auf extensiv (ökologisch) im Vergleich zu intensiv (konventionell) bewirtschafteten Äckern deutlich effektiver zur Erhöhung der Artenzahlen. D.h. eine höhere Artenzahl kann mit geringeren Investitionen erreicht werden. Auf intensiv bewirtschafteten Flächen ist aber eine drastische Reduktion des Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmittel notwendig ist, um ein höheres Niveau der Pflanzendiversität zu erreichen.

Je nach Organismen und Lebensräumen sind verschiedene Erhaltungsstrategien (Segregation, Integration) besser geeignet (Hampicke 1988). Denn neben dem Stoffeinsatz beeinflussen auch Frequenz und Zeitpunkt der Bewirtschaftung die Biodiversität. Eine zu hohe Frequenz bzw. ein falscher Zeitpunkt

kann z.B. zu Nestverlusten von bodenbrütenden Vögeln führen (Jeanneret et al. 2003; Fuchs & Saacke 2006). Mehrere Studien zeigen für Vögel auf, welche Bedeutung lichte Vegetationsstrukturen innerhalb der meist dicht- und hochwüchsigen Ackerkulturen (Jenny 1990; Hoffmann et al. 2012) sowie in anderen Kulturen haben (Schaub et al. 2010; Coudrain et al. 2010; Arlettaz et al. 2011).

So sind zur Erhaltung von sensiblen Arten auch im Biolandbau zusätzliche gezielte Förderungsmassnahmen nötig. Auf Zielarten ausgerichtete, wissenschaftlich abgestützte Massnahmen im Englischen „Entry Level Stewardship Scheme" führten im Vergleich zu generellen Ausgleichsmassnahmen zu 10fach bis zu mehr als 100fachen höheren Artenzahlen und Abundanzen von seltenen und häufigen Arten (Pywell et al. 2012). Zusätzlich zu ökologischen Ausgleichsflächen empfiehlt Jenny (2013) deshalb für den konventionellen wie auch den Bio-Anbau auf mindestens 5% der Produktionsflächen Fördermassnahmen, wie z.B. Weitsaaten, Untersaaten und das Anlegen von Nützlingsstreifen. Solche Massnahmen können auch durch marktwirtschaftliche Instrumente effizient gefördert werden (Jenny et al. 2013).

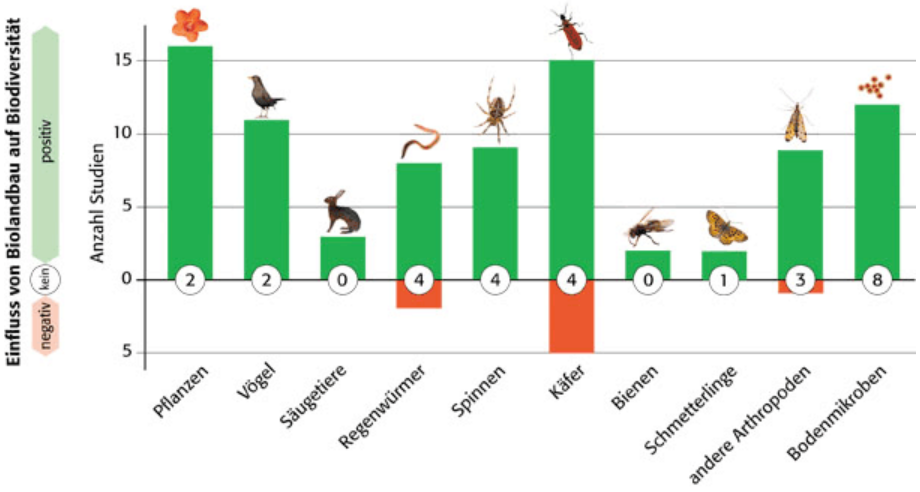


Abbildung 50: Anzahl der Studien, die für verschiedene Tier- und Pflanzengruppen positive (grüne Balken) oder negative (rot) Auswirkungen von biologischer Bewirtschaftung auf die Biodiversität im Vergleich zu nicht-biologischer Bewirtschaftung belegen. Die Zahlen in den weissen Kreisen nennen die Anzahl Studien, die keine Unterschiede fanden. Zusammenfassung von 95 wissenschaftlichen Publikationen (Pfiffner & Balmer 2009).

Nährstoffhaushalt und Pufferzonen

Düngung ist notwendig für die landwirtschaftliche Produktion. Allerdings führen Nährstoffüberschüsse bei der Bewirtschaftung zu negativen Auswirkungen auf die Biodiversität und Ökosystemleistungen vieler Lebensräume (Cunha et al. 2002). Vor allem hohe Stickstoffgehalte in den Böden vermindern die Anzahl Pflanzenarten (Billeter et al. 2007) und führen zu Veränderungen der lebensraumspezifischen Vegetation (Artenzusammensetzung, Dichte der Vegetation). Dies führt zu einem Verlust der typischen Lebensgemeinschaften (Klaus 2007) (vgl. Kapitel 4.5 Moore und Trockenwiesen im Kapitel 4.6). Der Anteil von intensiv gedüngten Flächen ist zudem negativ korreliert mit der Anzahl Pflanzenarten in einer Landschaft (Billeter et al. 2007). Phosphor, der in Gewässer abgeschwemmt wird, führt in stehenden Gewässern zu Eutrophierung und negativen, teilweise irreversiblen Auswirkungen (vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer und Uferzonen).

Um negative Auswirkungen von intensiv bewirtschafteten Flächen auf angrenzende Lebensräume möglichst zu verhindern, sind Pufferzonen notwendig. Ihr Flächenbedarf unterscheidet sich je nach Lebensraum, weshalb dies detailliert in den jeweiligen Lebensraumkapiteln behandelt wird (vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer, 4.2 Fliessgewässer, 4.3 Quellen, 4.4 Grundwasser, 4.5 Moore und Feuchtwiesen, 4.6 Grünland).

Gemäss der Datenbank „Flächendaten der Biotope von nationaler Bedeutung" sind **zur Erhaltung der Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche und im Sömmerungsgebiet insgesamt ca. 19'000 ha Pufferzonen notwendig** (Martin 2011). Allerdings sind alleine **bei den Biotopen von nationaler Bedeutung ca. 70% der notwendigen Pufferzonenfläche um Flachmoore und ca. 48% um Hochmoore noch nicht ausgeschieden**

(Tabelle 50). Angaben des Umsetzungsstandes aufgeteilt nach Kantonen sind vorhanden. Einen Überblick des diesbezüglichen Massnahmenbedarfes geben Volkart et al. (2012).

Tabelle 49: Notwendige Pufferzonen auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) und im Sömmerungsgebiet (SöG) zur Erhaltung der Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung. Bedeutende Anteile sind noch nicht umgesetzt (vgl. Text). Angaben korrigiert bezüglich Überschneidungen (Martin 2011).

	Bedarf an Pufferzonen [ha] um Biotope mit folgender Bedeutung		Bedarf Total*
	National	Regional	[ha]
Landwirtschaftliche Nutzfläche	6869.9	3950	10819.9
Sömmerungsgebiet	5599.3	2530.1	8129.4
Total	12469.2	6480.1	18949.3

* Weitere 1'038.5 ha Pufferzonen finden sich ausserhalb der LN und des SöG.

Tabelle 50: Schweizweiter Stand der Ausscheidung von Nährstoff-Pufferzonen um Biotope nationaler Bedeutung (Volkart et al. 2012). Biotope regionaler Bedeutung sind nicht berücksichtigt. Keine Unterscheidung zw. Landwirtschaftlicher Nutzfläche und anderen Landnutzungen.

Biotop	Fehlende Anteile der notwendigen Fläche von Nährstoffpufferzonen
Hochmoore	48%
Flachmoore	70%
Trockenwiesen und -weiden	erst in Einzelfällen ausgeschieden
Auen	48%[1)]
Amphibienlaichgebiete	Schutzvorschriften in 35% der Bereiche B[2)] ungenügend

[1)] Angabe in Prozent der Anzahl Gebiete

[2)] Bereich B: an den zentralen Bereich A angrenzende landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Wald. Er soll mit Nutzungsregelungen günstigen Landlebensraum schaffen, Wanderkorridore sichern und den Bereich A im Sinn einer Pufferzone vor schädlichen Einflüssen schützen (Ryser et al. 2002).

Um die ökologischen Funktionen der Fliessgewässer und die Hochwassersicherheit zu gewährleisten, besteht im Landwirtschaftsgebiet (landwirtschaftliche Zonengrenzen gemäss VECTOR25, ohne SöG) **für den Uferbereich der Fliessgewässer ein Raumbedarf von ca. 22'000 ha** (ohne Gewässersohle und Raumbedarf entlang sehr grosser Flussabschnitte, aber inkl. Uferbereich eingedolter Gewässer)**. Davon fehlen noch rund 11'000 ha** (Tabelle 49) (Zeh Weissmann et al. 2009). Mit der Umsetzung dieses Raumbedarfes ist zumindest ein Teil der notwendigen Pufferzonen entlang von Fliessgewässern abgedeckt. Allerdings genügt die minimale Uferbreite (5 m bei kleinen Fliessgewässern) gemäss der Schlüsselkurve zur Ermittlung des Raumbedarfes nicht, um einen Eintrag von Nährstoffen von angrenzenden intensiv genutzten Flächen zu vermeiden (vgl. Kapitel 4.2 Fliessgewässer, Unterkapitel Lebensraumdynamik).

Tabelle 51: Raumbedarf der Fliessgewässer im Landwirtschaftsgebiet (ohne Gewässersohle und Raumbedarf entlang sehr grosser Flussabschnitte, inkl. Raumbedarf eingedolter Gewässer) (landwirtschaftliche Zonengrenzen gemäss VECTOR25, ohne SöG) (Zeh Weissmann et al. 2009).

	Jura		Mittelland		Alpen		Schweiz	
Landwirtschaftsgebiet[48]	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Gesamtfläche Landwirtschaft	175 278	100	589 006	100	390 799	100	1,16 Mio.	100
gesamter Raumbedarf (beidseitiger Uferbereich)	1 961	1,1	8 250	1,4	11 858	3,0	22 068	1,9
bestehender Gewässerraum	847	0,5	3 816	0,6	6 075	1,6	10 737	0,9
fehlender Gewässerraum	1 114	0,6	4 433	0,8	5 784	1,5	11 331	1,0

Pufferzonen nützen allerdings nur wenig, um Einträge über die Luft zu vermeiden. Gemäss BAFU (2012b) werden die „Kritischen Belastungsgrenzen" (critical loads) durch Stickstoffdeposition im Wald auf mehr als 80%, in ungedüngten Wiesen und Weiden auf ca. 33% und im Gebirge auf ca. 25% der Probeflächen des Indikators Z9 teilweise vielfach überschritten (Abbildung 51), wobei die Landwirtschaft 59% der Stickstoffemissionen verursacht.

Es ist deshalb dringend nötig die Emissionen - 2006 Betrug der Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft 111'000 t bzw. 72% (Bosshard et al. 2010) - zu begrenzen bzw. die Stickstoffeffizienz zu verbessern. Bisher ergriffene Massnahmen im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises zeigten zwar Wirkung, genügen aber nicht. Eine Überprüfung der Toleranzen in den Nährstoffbilanzen (+10 % Toleranz des Bilanzsaldos und weitere Toleranzen) könnte zielführend sein (Cornaz et al. 2005).

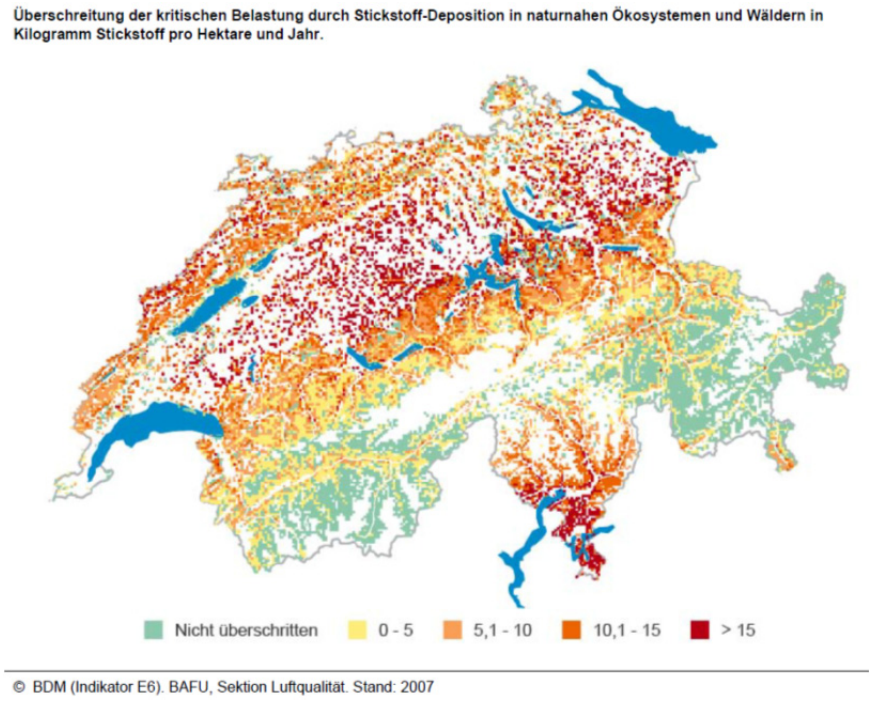


Abbildung 51: Überschreitung der kritischen Belastung durch Stickstoff-Deposition (Koordinationsstelle BDM 2012e).

Botschaft

- Eine zu intensive Bewirtschaftung führt zum Verlust von Arten auf der bewirtschafteten Fläche und teilweise auch in der umgebenden Landschaft.
- Eine Vielfalt verschiedener Kulturen in einem Gebiet und in der Fruchtfolge wirkt sich sehr positiv auf die Biodiversität im Landwirtschaftsgebiet aus.
- Es besteht ein grosser Mangel an ökologisch wertvollen Strukturen in der Landschaft.
- Low-input Anbaumethoden sind positiv für die Erhaltung der Biodiversität und besonders für die nachhaltige Nutzung und Erhaltung von Ökosystemleistungen.
- Neben ökologischen Ausgleichsflächen weisen Massnahmen auf der Produktionsfläche (z.B. Weitsaaten, Untersaaten, Nützlingsstreifen) Potenzial zur Förderung der Biodiversität auf.
- Nährstoffüberschüsse führen zu stark negativen Effekten auf die Biodiversität und beeinträchtigen gewisse Ökosystemleistungen.
- Um die Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung zu erhalten, sind auf der LN und im SöG rund 19‘000 ha Pufferzonen notwendig. Hohe Anteile der Pufferzonenflächen sind noch nicht ausgeschieden.
- Im Landwirtschaftsgebiet (landw. Zonengrenzen gemäss vector25, ohne SöG) besteht ein Raumbedarf von ca. 22‘000 ha, um die ökologischen Funktionen der Fliessgewässer und die Hochwassersicherheit zu gewährleisten. Davon fehlen rund 11‘000 ha. Damit wäre zumindest ein Teil der notwendigen Pufferzonen entlang von Fliessgewässern erfüllt.
- Der Bedarf an Pufferzonen auf der LN um Seen ist noch nicht ermittelt.

Artspezifische Prozesse

Ausbreitung und Wiederbesiedlung

Um in intensiv genutzten Landschaften beständige Populationen mit Ausbreitungs-Potenzial aufbauen zu können, benötigen Organismen genügend grosse Habitate mit guter Qualität. Duelli & Obrist (2003) fanden in ihrer Studie, dass mindestens 63% der in den bewirtschafteten Flächen vorhandenen Insektenarten (außer Boden- und Wasserfauna) auf naturnahe Flächen in der Nähe angewiesen sind. Fehlen naturnahe Flächen im Kulturland ist die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung von neu angelegten naturnahen Flächen oder ÖAF stark eingeschränkt (Duelli & Obrist 2003; Whittingham 2006). Dies trifft insbesondere für wenig mobile Arten zu, deren Artenanzahl und Abundanz mit zunehmender Distanz zu naturnahen Flächen abnimmt. So ist z.B. die Ausbreitungsfähigkeit von vielen Arten der Segetalflora schwach (Bischoff 2005).

Nutzung unterschiedlicher Habitate
Viele Arten sind auf ein Mosaik verschiedener Lebensräume angewiesen (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen, Bestäubung). Sie nutzen verschiedene Habitate im Verlauf eines Jahres oder ihres Lebens (Stoate et al. 2001; Tscharntke et al. 2002b). So wirken sich z.B. artenreiche Grünlandbestände in Ackerlandschaften positiv auf die Erhaltung von Arten wie auch auf Ökosystemleistungen aus (Bretagnolle et al. 2011).

Biotische Wechselwirkungen
Im Unterkapitel Ökosystemleistungen wird bei Bestäubung und Biologischer Schädlingskontrolle auf Interaktionen zwischen Organismen eingegangen.

Botschaft

- Viele Organismen sind für ihr Überleben auf naturnahe Flächen angewiesen. Fehlen solche Flächen, ist die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung neu geschaffener naturnaher Flächen stark eingeschränkt.
- Ein Mosaik verschiedener Habitate ist Voraussetzung für das Überleben vieler Organismen.

Arten und Lebensräume

Arten des Landwirtschaftsgebietes
Generell steigt die Artenzahl von Pflanzen, Vögeln und Arthropoden mit zunehmendem Anteil naturnaher Flächen in einem Gebiet/Landschaft an wie Billeter et al. (2007) für 25 Agrarlandschaften in Europa zeigen.

Gemäss der Studie „Operationalisierung der Umweltziele in der Landwirtschaft (UZL)" (Walter et al. 2013) braucht es in der Schweiz je nach landwirtschaftlicher Erschwerniszone und je nach Haupt- und Subregionen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) unterschiedliche Flächen-Anteile mit UZL-Qualität, um die rund 1700 UZL-Ziel- und Leitarten zu erhalten (Tabelle 52, Tabelle 53).

So braucht es in der Tal- bis Bergzone II 8-20% der LN, in den höheren Lagen aber deutlich mehr (20-60% der LN) Flächen mit UZL-Qualität. Insgesamt wären demgemäss auf **12-20 % der LN und auf 40-60% des Sömmerungsgebietes Flächen mit UZL-Qualität** notwendig. Dies macht **8-12 % der Schweizer Landesfläche aus**. Zu diesen Soll-Angaben leisten alle Lebensräume mit UZL-Qualität auf der LN einen Beitrag.

Die heutige Ausdehnung ökologischer Ausgleichsflächen (ÖAF) genügt dafür beinahe. Allerdings gibt es grosse Defizite in der Qualität der ÖAF vom Talgebiet bis in die Bergzone II.

Ein Handlungsbedarf besteht im Mittelland und im Jura, aber auch in tiefen Lagen der Alpen sowie am südlichen Alpenrand. Die Autoren zeigen die Verantwortung der verschiedenen Subregionen für Lebensräume und Arten auf und leiten daraus Schwerpunkte zur Aufwertung der Lebensräume für die Regionen ab.

Tabelle 52: Ist- und Soll-Anteile von Flächen mit UZL-Qualität in den Landwirtschaftlichen Zonen (Walter et al. 2013).

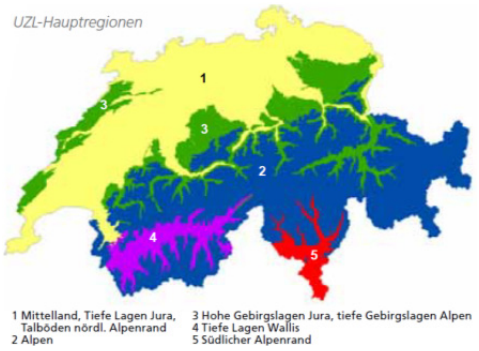
Geschätzter Ist- und vorgeschlagener Soll-Anteil in Prozent an Flächen mit UZL-Qualität in den landwirtschaftlichen Zonen
(grün: Ist- entspricht Soll-Anteil; blau: Ist- liegt unter dem Soll-Anteil)

	ÖAF 2010 mit Bäumen	Ist-Anteil	Soll-Anteil
Talzone	11,9	2,2–4,0	10 (8–12)
Hügelzone	14,1	3,5–4,5	12 (10–14)
Bergzone I	12,6	3,0–4,5	13 (12–15)
Bergzone II	14,8	4,8–10	17 (15–20)
Bergzone III	21,8	20–40	30 (20–40)
Bergzone IV	33,4	40–50	45 (40–50)
Sömmerungsgebiet	–	40–60	50 (40–60)
Landw. Nutzfläche	**14,6**	**6–10**	**16 (12–20)**

Tabelle 53: Ist- und Soll-Anteile von Flächen mit UZL-Qualität in den UZL-Hauptregionen (Walter et al. 2013).

Geschätzter Ist- und vorgeschlagener Soll-Anteil in Prozent an Flächen mit UZL-Qualität in den UZL-Hauptregionen
(grün: Ist- entspricht Soll-Anteil; blau: Ist- liegt unter dem Soll-Anteil)

Region	Ist-Anteil	Soll-Anteil
1 Mittelland, tiefe Lagen im Jura	4–6	12 (10–14)
2 Alpen	40–60	50 (40–60)
3 Hoher westlicher Jura, tiefe Lagen in den Alpen	15–25	25 (20–30)
4 Tiefe Lagen im Wallis	25–40	35 (28–41)
5 Südlicher Alpenrand	13–22	22 (17–27)



Broggi & Schlegel (1989) schätzen den Bedarf an naturnahen Flächen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Schweizer Mittellandes auf ca. 11% (für das Kulturland, d.h. inkl. Wald auf 12%). Verschiedene weniger ausführliche Studien erachten in Agrarlandschaften Europas ebenfalls **Anteile von Vorranggebieten für naturnahe Flächen zwischen 10-20%** als notwendig, wobei dies Ausgleichsflächen auf der Nutzflächen nicht immer beinhaltet (Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung 2000). Tabelle 54 gibt einen Überblick einiger Empfehlungen. Kaule (1991) erachtet zusätzlich zum Anteil von 6-10% Naturvorrang-, Ausgleichs- und Vernetzungsflächen auf 10-30% der Fläche weitere Nutzungsauflagen als notwendig.

Tabelle 54: Schätzung des Mindestbedarfes an naturnahen Flächen in Agrarlandschaften. Übernommen von (Broggi 1995a).

Autor	Region	Anteil	Naturvorrang-flächen	Ausgleichs- und Vernetzungs-flächen
HABER (1972)	Deutschland	12,5 %	ohne genauere Unterteilung in Naturvorrang- und Ausgleichsflächen	
KUX et al. (1981)	Österreich	5-10 %	ohne genauere Unterteilung in Naturvorrang- und Ausgleichsflächen	
HEYDEMANN (1983)	Schleswig-Holstein	13-15 %	10 %	3-5 %
KAULE (1986)	Deutschland	6-10 %	3-5 %	3-5 %
SCHWARZ (1988)	Schweizer Mittelland	10-15 %	ohne genauere Unterteilung in Naturvorrang- und Ausgleichsflächen	
BROGGI & SCHLEGEL (1989)	Schweizer Mittelland	12 %	6-7 %	5-6 %

Besonders wichtig ist, dass die aktuell vorhandene Fläche und Qualität der Lebensräume erhalten bleiben und Defizitgebiete aufgewertet werden (pers. Mitteilung T. Walter).

Delarze & Vetterli (2009) ermittelten die historische und aktuelle Situation sowie das Aufwertungs-Potenzial von **landwirtschaftlichen Regionen** mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland, HNV) in der Schweiz. Die historische Situation in Abbildung 52 zeigt, dass das Potenzial für an das Landwirtschaftsgebiet gebundene Arten je nach Region unterschiedlich ist. Für die meisten Nutzungstypen (Grasland, Ackerbau) zeigt sich tendenziell ein ähnliches Bild. Viele Gebiete mit hohem Potenzial bedürfen einer Aufwertung. Für die UZL-Regionen wurden prioritäre Massnahmen von Walter et al. (2013) ermittelt.

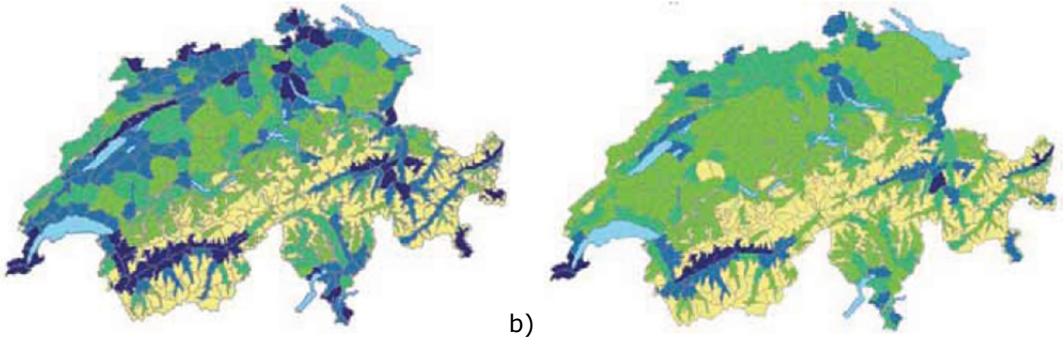


Abbildung 52: Historische (a) und aktuelle (b) Situation von Landwirtschaftsgebieten mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland). Dunkelblau: die 50 höchsten Sektorwerte, hellblau, dunkelgrün, hellgrün: jeweils die 100 folgenden Sektorwerte (Delarze & Vetterli 2009).

Ackerbaugebiet

Arten, die an den extensiven Ackerbau gebunden sind, gehören zu denjenigen mit den stärksten Rückgängen (Walter et al. 2010; Geisbauer & Hampicke 2012). So ist gemäss einem Experten (Umfrage des Forum Biodiversität 2012) *„die Bestandessituation vieler Ackerwildkräuter im Schweizer Mittelland inzwischen katastrophal.*" Dies ist nicht auf einen Verlust an Ackerflächen, sondern vor allem auf die veränderte Bewirtschaftungsweise zurückzuführen. Dabei spielt der Herbizideinsatz die Hauptrolle. Zusätzlich tragen folgende Faktoren zur Gefährdung bei (Kübler-Thomas 1988): Aufgabe des Ackerbaus, Aufgabe von Sonderkulturen, Mineraldünger, veränderte Fruchtfolge, Saatgutreinigung, veränderte Anbau- und Erntemethoden, dichtere Saaten sowie neuerdings vermutlich auch pfluglose Anbauverfahren.

Low-input Anbaumethoden wie der biologische Landbau (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik), die auf den Einsatz von chemisch-synthetischen Hilfsstoffen in der Produktion verzichten, bieten deshalb eine Chance für die Ackerbegleitflora (Albrecht 2005; Geisbauer & Hampicke 2012) (Abbildung 50), insbesondere in Kombination mit weiteren gezielten Förderungsmassnahmen (Jenny 2013).

Für die Fauna spielt zusätzlich zu den erwähnten Gefährdungsfaktoren der Verlust an naturnahen Flächen und Strukturen eine grosse Rolle (Baldock 1990). So überrascht es nicht, dass sich Buntbrachen auf der Ackerfläche vor allem auf die Fauna positiv auswirken (Aviron et al. 2005). Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitieren sogar anspruchsvollere und gefährdete Arten von Buntbrachen. Um einen Effekt auf Brutvögel zu haben ist ihr Anteil aber in den meisten Regionen der Schweiz noch zu gering (Jenny et al. 2002; Birrer & Kohli 2007; Jeanneret et al. 2010).

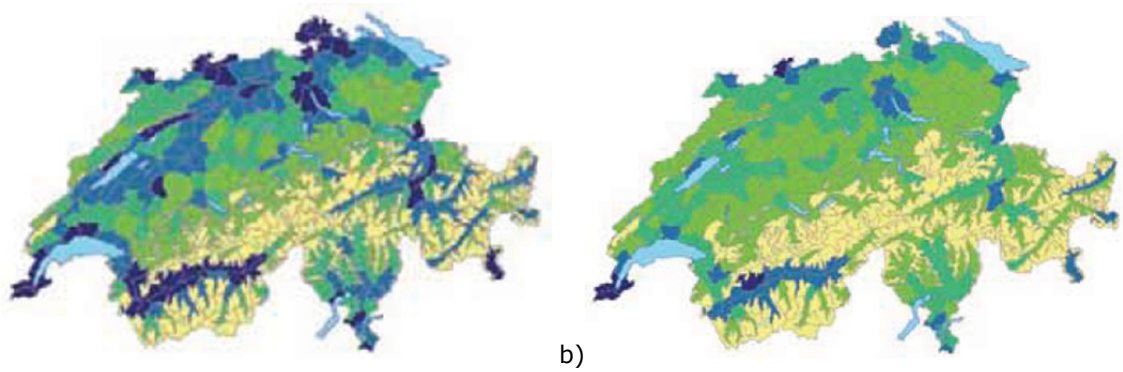
Ackerbau-Betriebe in Grossbritannien mit Anteilen von Brachen, Ackersäumen und ähnlichen angelegten Flächen (d.h. Flächen die sich im Schweizer System auf der LN befinden) von **mehr als 10% der Betriebsfläche wiesen signifikant grössere Population (ca. 60%)** von Agrar-Vogelarten auf als Betriebe mit weniger als 3% Brachen-ähnlichen Flächen (Henderson et al. 2012). Dazwischen wurden keine bedeutenden Veränderungen festgestellt. Eine mehrjährige Studie in der Schweiz zeigt dieselben Grössenordnungen. Um Feldhasen und die charakteristische Vogelarten in Ackerbaugebieten mit einem Anteil von 5% naturnaher Habitaten ausserhalb der LN (in der Studie v.a. Hecken und Büsche) zu erhalten, müssten gemäss Modell artenreiche Wiesen 5% der LN und qualitativ hochwertige ökologische Ausgleichsflächen (Brachen, Ackersäume) ca. 7% der Ackerfläche ausmachen (Meichtry-Stier et al. 2013).

Es wird gefolgert, dass **zusätzlich zu 5% naturnahen Habitaten in der Landschaft die LN 5-10% qualitativ hochstehende ÖAF** aufweisen müsste.

Ebenso kommt eine deutsche Studie zum Schluss, dass Ackerbrachen in intensiv genutzten Ackerbaugebieten für die Erhaltung charakteristischer **Vogelarten lokal mehr als 10% der Gesamtfläche** ausmachen sollten (Hoffmann et al. 2012). Günstige Effekte auf gewisse Agrarvogelarten sind gemäss Berger & Pfeffer (2011, zitiert in Hoffmann et al. (2012)) bei einer gezielten Auswahl und Gestaltung von Brachen schon ab einem Flächenanteil von 5% zu erwarten.

Auch bei einem genügenden Flächenanteil ist eine hochstehende Qualität der Brachen aber notwendig, um positive ökologische Effekt zu erzielen. So sind für Brutvögel v.a. strukturell vielfältige Brachen wertvoll. Dies kann mit gezielter Pflege oder mit einem Mosaik aus unterschiedlich alten Brachen (1-3, 4-6, 7-10 Jahre) erreicht werden. Arten- und Revierzahl von Brutvögeln zeigen ein Optimum bei 4-6-jährigen Brachen (Birrer et al. 2012).

Delarze & Vetterli (2009) ermittelten die historische und aktuelle Situation sowie das Aufwertungs-Potenzial von **Ackerbaugebieten** mit hohem Naturwert (HNV farmland) in der Schweiz (Abbildung 53). Walter et al. (2013) bestätigen, dass es im Ackerbaugebiet grosse qualitative Defizite gibt. Den Anteil an ökologischen Ausgleichselementen mit UZL-Qualität in diesen Gebieten zu erhöhen ist für die Erhaltung der regionalen Biodiversität deshalb unerlässlich. Walter et al. (2013) geben Handlungsprioritäten für die Regionen der Schweiz.



a) b)

Abbildung 53: Historische (a) und aktuelle (b) Situation von Ackerbaugebieten mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland). Dunkelblau: die 50 höchsten Sektorwerte, hellblau, dunkelgrün, hellgrün: jeweils die 100 folgenden Sektorwerte (Delarze & Vetterli 2009).

Rebbauflächen

Gemäss ARE et al. (2011) existieren in der Schweiz 13 Gebiete, die auf einer Fläche von mehr als 2 km^2 vorwiegend durch Rebbau geprägt sind. Die Subregion 1.7 (Südwestliches Mittelland, Genf, Waadt) im Bericht „Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft" weist für die charakteristischen Arten eine besonders hohe Verantwortung auf. So findet man in dieser Region nahezu alle rebbergtypischen UZL-Arten.

Wichtig für viele dieser Arten ist die Strukturvielfalt in den Weinbergen (Walter et al. 2013). So ist für mehrere insektenfressende Brutvögel ein Mosaik aus offenen Bodenstellen und krautiger, grasiger Bodenbedeckung wichtig. Je nach Art ist ein Anteil offener Bodenstellen von 40-70% optimal (Schaub et al. 2010; Coudrain et al. 2010; Arlettaz et al. 2011). Gemäss Arn et al. (1997) sollte auf eine dauerhaft flächendeckende Begrünung der Rebberge verzichtet werden, um die charakteristischen Pflanzenarten zu erhalten. Sie empfehlen einen Teil alternierend offenzuhalten.

Hochstammobstgärten

Der grossflächige Verlust von Hochstammobstbäumen erfolgte nach 1950 und im Vergleich zu anderen Lebensräumen besonders schnell (Broggi & Schlegel 1989; Walter et al. 2010). Trotzdem sind auch heute noch Landschaften durch Obstbäume geprägt (Schwyzer et al. 2012). Zwygart (1983) zeigte für den Kanton Thurgau, dass bereits in den 80er Jahren ehemals typische Obstgartenvögel wie Trauerschnäpper, Rotkopfwürger oder Steinkauz kaum mehr in den Obstgärten des Kantons vorkamen. Man kann deshalb annehmen, dass die Gesamtfläche der 80er Jahre oder ihre ökologische Qualität bereits nicht mehr genügten. Es wären also vermutlich mehr als **55'000 ha (Fläche 1980er Jahre) bis zu ca. 115'000 ha** (Fläche 1960er Jahre) notwendig.

Tabelle 55 verdeutlicht, dass aber genügend Fläche ohne eine extensive Unternutzung und Strukturreichtum keine positive Wirkung auf die Förderung von gefährdeten Arten hat. Dazu sind **lokal mehr als 10% qualitativ hochwertiger Flächen in den Obstgärten notwendig** (extensive Unternutzung und strukturreich). Broggi & Schlegel (1989) schätzen vorsichtig, dass alleine für das Mittelland rund 17'500 ha wertvolle Obstgärten notwendig wären, was einem höheren %-Satz entspricht. Und auch der heutige Anteil von Hochstammobstbäumen mit Qualität gemäss ÖQV (2011 ca. 5'600 ha o. 25% aller Bäume) deutet darauf hin, dass die Fläche mit Qualität noch zu klein ist, zu wenig lange besteht oder die Qualitätskriterien ungenügend sind (Tabelle 47).

Tabelle 55: Auswirkungen von Extensiver Unternutzung und Strukturreichtum in Obstgärten auf die Anzahl Gartenrotschwanz-Reviere pro km^2(Kohli & Birrer 2003).

Gebiet	Anteil an Feldflur	Extensive Unternutzung	Strukturreiche Flächen	Gartenrotschwanz-Reviere pro km^2
Reinach BL	5%	12.6%	12.4%	6
Ruswil LU		0.5%	6.3%	0.5

In den 1990er Jahren waren von 4160 untersuchten Hochstammobstgärten 69% kleiner als 0.75 ha und nur 8% grösser als 2 ha. 90% der Flächen wiesen eine intensive und somit arten- und strukturarme Unternutzung auf (Kohli & Birrer 2003). Tabelle 56 zeigt, dass die Grössen dieser Einzelflächen bei weitem nicht genügen, um spezialisierte und Rote-Liste Arten zu erhalten.

Tabelle 56: Notwendige Flächen der Obstgärten in Abhängigkeit von der Baumdichte und der Zahl zu erhaltender Vogelarten. „-„ unwahrscheinliche Kombination (Broggi & Schlegel 1989)

Baumdichte [Bäume pro ha]	**Notwendige Fläche [ha] für**		
	5-8 Arten	Spezialisierte und Rote-Liste Arten	
	bei 100 Bäumen	Bei 300 Bäumen	Bei 1000 Bäumen
Locker: 10	10 ha	-	-
Mittlere Dichte 50	2 ha	6 ha	-
Dicht: 100-150	0.7-1 ha	2-3 ha	7-10 ha

Die Wirkung der Vernetzung von Hochstamm-Obstgärten auf ihre Artenvielfalt unabhängig von der Wirkung der Habitat-Menge wird in einem Agroscope-Projekt untersucht (Bedeutung der Vernetzung von halbnatürlichen Habitaten in der Agrarlandschaft für die Biodiversität; Ansprechperson: F. Herzog).

Hecken

Die ökologische Bedeutung von Hecken wird an vielen Stellen beschrieben (Broggi & Schlegel 1989; Kaule 1991). Schwyzer et al. (2012) beschreiben die Qualitäten, Entwicklungsziele und Schlüsselelemente von Heckenlandschaften (Abbildung 54) in der Schweiz. Je nach Landschaftskontext, Schutzziel oder Zielarten sind andere Ausprägungen von Hecken und ihrer Dichten wünschenswert. Z.B. sind gewisse Vogelarten in strukturreichen Flächen weniger häufig als in offenen Landschaften (Graf & Korner 2011; Hoffmann et al. 2012).

Die Anzahl von Hecken-Arten nimmt mit zunehmender Heckenlänge pro km^2 zu. Studien aus der Schweiz und Deutschland nennen für Heckenlandschaften **Optimalwerte der Heckendichte von 4-5 km/km^2**. Von Schweizer Autoren werden generell Dichten von ca. **1km/km^2 als notwendiges Minimum** betrachtet (Broggi & Schlegel 1989; Kohli & Birrer 2003), für Süddeutschland wurden in den 1980er Jahren Dichten von 0.8 km/km^2 empfohlen (Reif & Richert 1995; Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung 2000).

Die von Heckenbewohnern noch zu überwindenden Distanzen liegen hauptsächlich im Bereich von 150-300 m und dienen als Hinweis für maximale Abstände. Als optimale Heckenbreite werden 3 m plus einen **beidseitigen Saum von 2-5 m** (Broggi & Schlegel 1989) bzw. **5-10 m** (Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung 2000; Kohli & Birrer 2003) empfohlen.

Abbildung 54: Heckendichte in der Schweiz um 1958 (Steiner-Haremaker & Steiner 1961).

Strukturen und lineare Landschafts-Elemente

Strukturreichtum und Heterogenität der Landschaft beeinflussen die Artenvielfalt und Abundanz von Arten häufig positiv (vgl. Kapitel 3 Theorie) (Jenny et al. 1997; Graf & Korner 2011). Walter et al. (2006) erarbeiteten Qualitätskriterien für Weiden (vgl. Kapitel 4.6 Grünland).

Neben Hecken werden Landschaften durch weitere lineare Elemente geprägt. Die Stiftung Landschaftsschutz Schweiz (Tartaro & Kunz 2008) ermittelte bedeutende Alleenlandschaften in der Schweiz (Abbildung 55) und beschreibt ihre Qualitäten (Schwyzer et al. 2012). In Terrassenlandschaften finden sich mehrere Kilometer Trockenmauern pro km^2 (Kohli & Birrer 2003), in Extremfällen wie in Rebbaugebieten im Wallis oder Waadt bis zu 2 km/ha (Rodewald 2011).

1. *Val-de-Ruz (Verbindungsalleen aus Birnbäumen und Pappeln)*
2. *Rheinebene bis Bündner Herrschaft (Meliorationslandschaft mit Windschutz- und Verbindungsalleen)*
3. *Kanton Genf (alte Bocage-Landschaft mit Verbindungs- und Zufahrtsalleen aus Eichen)*
4. *Raum Solothurn („Historische Alleenlandschaft" mit Schlossalleen und urbanen Promenaden)*
5. *Raum Bern (Historisch relevante Ausfallstrassen und Schlossalleen)*
6. *Westschweizer Meliorationslandschaften (Orbe und Broye mit typischen Pappelreihen)*
7. *Kanton Jura und Juratäler des Kantons Neuenburg (Verbindungs- und Hofalleen)*
8. *Baselbieter und Aargauer Tafeljura (Obstbaumreihen und -alleen)*
9. *Rhonetal („Napoleonische" Pappelreihen und Windschutzstreifen)*
10. *Nordostschweiz (lockere Baumreihen an Dammstrassen, Verbindungsalleen)*

Abbildung 55: Alleenlandschaften in der Schweiz (nicht abschliessend) (Tartaro & Kunz 2008).

Auch weniger auffällige lineare Elemente wie Grasstreifen oder begrünte Feldwege spielen eine wichtige Rolle insbesondere für Insekten, und damit als Nahrungsgrundlage für Vögel, wie auch für Ökosystemleistungen (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen, Bestäubung und Biologische Schädlingskontrolle) (Kaule 1991; Tscharntke et al. 2010a). Diese linearen Elemente haben aufgrund von Meliorationen extrem abgenommen (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik). So ist eine Erhöhung der Dichte dauerhafter Linearstrukturen eine erfolgreiche Möglichkeit die Habitatsqualität für Arten des Landwirtschaftsgebietes zu verbessern (Jenny et al. 2002). Eine qualitative Aufwertung von Saumstrukturen kann die Artenzahlen und Abundanzen von Pflanzen, Schmetterlingen und Heuschrecken erhöhen (Jacot et al. 2007). In Bosch & Partner GMBH & Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung (2000) findet sich eine empfohlene **Dichte krautiger Saumstrukturen von 200 m/ha**.

Die Fliessgewässerdichte beträgt in den Kantonen im Durchschnitt zwischen 0.31-2.84 km/km^2 mit Maximalwerten von bis zu 7km/km^2 (BWG 2006). Im Landwirtschaftsgebiet (landwirtschaftliche Zonengrenzen gemäss VECTOR25, ohne SöG) weisen 48% (7'645 km) der Fliessgewässer eine ökomorphologisch schlechte Qualität auf. Bei über der Hälfte der Fliessgewässer im Landwirtschaftsgebiet wird der Uferbereich zu intensiv genutzt oder es ist eine nicht gewässergerechte Ufervegetation vorhanden (Zeh Weissmann et al. 2009). Weitere Informationen zu Fliessgewässer und Uferbereichen finden sich auch im Kapitel 4.2.

Botschaft	• Die Erhaltung eines typischen Artenspektrums kann in Landwirtschaftsgebieten tiefer Lagen nur gewährleistet werden, wenn **naturnahe Flächen und qualitativ hochwertige ÖAF überall mindestens 10%** tendenziell aber mehr der Landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen. • Für die Erhaltung der UZL-Ziel- und Leitarten sind **je nach landwirtschaftlicher Zone Flächen von 8-60% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche mit UZL-Qualität** nötig. Es besteht ein qualitativer Aufwertungsbedarf in vielen Regionen. • **Ackerbaugebiet:** Positive Effekte für die Fauna des Ackerbaugebietes sind ab einem Anteil von ca. 5% naturnaher Flächen an der Ackerfläche feststellbar. Für stabile Bestände von typischen Arten sind wertvolle ÖAF auf mindestens 10% der Ackerfläche notwendig. • **Rebbauflächen:** Für insektenfressende Vögel ist ein Mosaik offener Bodenstellen (40-70%) und natürlicher Begrünung optimal. Auch die Flora ist auf offene Bodenflächen angewiesen. • **Hochstammobstgärten:** Der quantitative und/oder qualitative Zustand der 1980er Jahre war bereits ungenügend. Vermutlich ist eine Fläche von 55'000 - 115'000 ha, wovon mindestens ¼ qualitativ wertvoll, notwendig. Qualitativ hochwertige Bereiche von 10% der einzelnen Obstgärten können bereits bedeutend zur Förderung der Biodiversität beitragen. • **Lineare Elemente:** Hecken, Alleen, Trockenmauern, begrünte Feldwege und andere Elemente prägen Landschaften. Für Hecken werden Dichten von 1 km/km^2 und Saumbreiten von ca. 5 m als Minimum betrachtet. In Heckenlandschaften ist der Bedarf höher. Zudem werden mehrere hundert Meter krautige Saumstrukturen pro Hektare empfohlen. • **Fliessgewässer:** Im Landwirtschaftsgebiet (landwirtschaftliche Zonengrenzen gemäss VECTOR25, ohne SöG) weisen 48% der Fliessgewässer eine ökomorphologisch schlechte Qualität auf.

Populationsgenetik

Im Kapitel 3 Ökologische Konzepte und Theorien wird auf die Wichtigkeit der genetischen Vielfalt und auf die Auswirkungen einer Verminderung der genetischen Variabilität innerhalb von Populationen eingegangen.

Die genetische Vielfalt von Kulturpflanzen und Nutztieren bildet das Ausgangsmaterial für Neuzüchtungen und ist somit eine unerlässliche Grundlage für die Landwirtschaft und die Ernährungssicherheit (Klaus & Schierscher 2005). Aber auch Wildarten, die mit Kulturpflanzen verwandt sind (83% der Flora der Schweiz), stellen einen wichtigen Genpool dar (Häner 2009).

Walter et al. (2010) und Schierscher-Viret & Kleijer (2007) beschreiben den Zustand und die Entwicklung der genetischen Vielfalt bei Kulturpflanzen und Nutztieren in der Schweiz. Da sich die heutige Landwirtschaft hauptsächlich auf den Anbau weniger Sorten und die Haltung weniger Rassen konzentriert bzw. auf dem Markt nur für wenige Sorten eine Nachfrage besteht, sind Erhaltungsmassnahmen für die genetischen Ressourcen notwendig (Klaus et al. 2006). Diese werden im Rahmen des „Nationalen Aktionsplanes (NAP) zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der pflanzengenetischen Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft" koordiniert. Kreis et al. (2007) geben einen Überblick der Kulturpflanzensammlungen in der Schweiz. Je nach Kulturpflanze eignen sich unterschiedliche Erhaltungsmethoden (Genbanken, Feldsammlungen, in-vitro Kulturen, Treibhäuser, in-situ Erhaltung), wobei v.a. die in-situ Erhaltung und Feldsammlungen Fläche benötigen. Allerdings können in den meisten Fällen mit wenig Fläche viele Sorten erhalten werden (Maillefer & Eigenmann 2011).

Bei den Nutztieren sind eine genügende Anzahl Individuen einer Rasse notwendig, um negative Auswirkungen einer kleinen genetischen Variabilität (vgl. Kapitel 3.5) zu vermeiden.

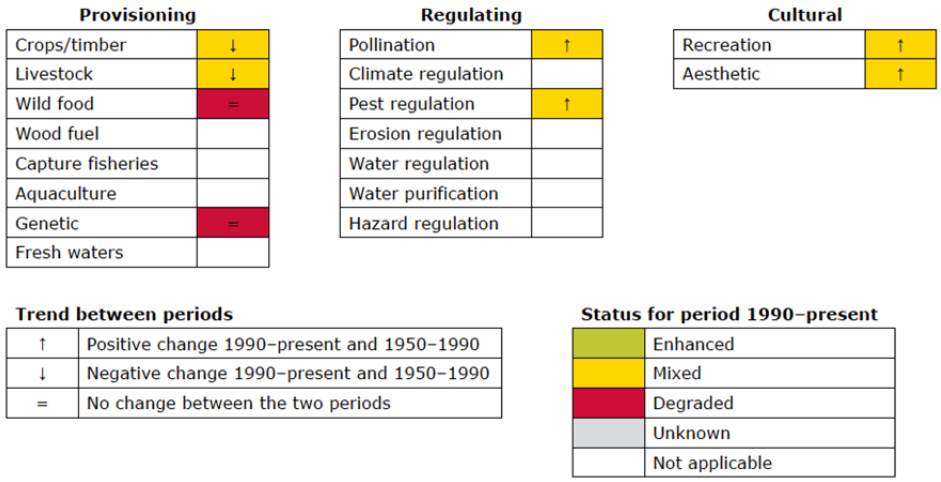
Genetische Vielfalt von Futterpflanzen

Vgl. Kapitel 4.6 Grünland, Unterkapitel Ökosystemleistungen

Botschaft	
	• Die genetische Vielfalt von Kulturpflanzen und Nutztieren ist eine der wichtigsten Grundlagen der Landwirtschaft. Weitere Genressourcen finden sich in 83% der Schweizer Flora, die mit Kulturpflanzen verwandt sind. • Für die Erhaltung der genetischen Ressourcen sind Flächen für Kulturen und Sammlungen, aber auch intakte natürliche Lebensräume notwendig.

Ökosystemleistungen

Der Mensch profitiert von vielen Ökosystemleistungen der Agrarökosysteme, wobei ihre aktuelle Nutzung einen langfristigen quantitativ und qualitativ guten Zustand nicht gewährleistet (Abbildung 56).



- Wild foods and genetic resources services have a degraded status.
- Pollination, pest regulation, recreation and aesthetic services have a mixed status; they are degraded in some regions and enhanced in others; all show a positive trend when compared to the period 1950–1990.
- Crops and livestock show a mixed status, but their trend is negative.

Abbildung 56: Entwicklung und aktueller Stand von Ökosystemleistungen der Agrarökosysteme auf europäischer Ebene (Condé et al. 2010).

Produktions-Potenzial

Auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche ist das Potenzial, Nahrungsmittel herzustellen wohl diejenige Ökosystemleistung mit der höchsten Bedeutung. Allerdings ist dieses Produktions-Potenzial von anderen funktionierenden Ökosystemfunktionen und -leistungen (vgl. untenstehend) sowie der Biodiversität abhängig (Thies & Tscharntke 2010; Vandewalle et al. 2010). Die intensive Nahrungsmittelproduktion wirkt sich jedoch auf das Produktions-Potenzial, auf andere Ökosystemleistungen und auf die Biodiversität in vielen Fällen negativ aus (Foley et al. 2005; Werner et al. 2006; Bosshard et al. 2010; Firbank et al. 2011).

Langfristig gesehen ist deshalb nicht die landwirtschaftliche Bruttoproduktion, sondern das Produktions-Potenzial des Landwirtschaftslandes die relevante Zielgrösse (Bosshard et al. 2010). Deshalb ist eine nachhaltige und standortgerechte Bewirtschaftung der Flächen notwendig.

Um sowohl die Produktionskapazität zu erhalten als auch die Versorgungssicherheit in Zukunft zu gewährleisten ist es zudem unerlässlich, den Kulturlandverlust durch Bautätigkeit und Waldausdehnung (Tabelle 47) möglichst zu stoppen, aber mindestens zu minimieren (Bosshard et al. 2010). Um das am besten geeignete ackerfähige Kulturland der Schweiz quantitativ zu erhalten, wurde der Sachplan Fruchtfolgeflächen erarbeitet (ARE 2006). Er hat zum Ziel, mindestens **438'560 ha des besten Landwirtschaftslandes** zu bewahren, was ca. 40% der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. einen Grossteil der ackerfähigen Böden entspricht.

Je nach Bevölkerungsentwicklung, Konsumgewohnheiten, politischen Zielsetzungen, Umgang mit den Ressourcen und der Intensität der Bewirtschaftung schwankt der tatsächliche Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion jedoch beträchtlich.

Bodenfruchtbarkeit und Erosionsvermeidung

Boden und Bodenfruchtbarkeit sind unerlässlich für die langfristige Erhaltung des land- und forstwirtschaftlichen Produktions-Potenzials und vieler anderer Ökosystemleistungen (Vandewalle et al. 2010). Eine **möglichst flächendeckende Erhaltung und Förderung ist deshalb wichtig**. So ist gemäss Bundesamt für Landwirtschaft (2010) *„der Schutz der begrenzten und kaum erneuerbaren Ressource Boden*" zu verbessern.

Die Bodenfruchtbarkeit kann durch Schwermetalle und organische Schadstoffe, die u.a. über Pflanzenschutzmittel, Mineraldünger und Futtermittelzusätze in den Boden gelangen (BAFU und BLW 2008) und sich dort akkumulieren, beeinträchtigt werden.

Ungeeignete Bodenbewirtschaftung kann die Erosion (Bodenverlust) oder Bodenverdichtung verstärken (Stoate et al. 2001) und dadurch die Bodenfruchtbarkeit schädigen (BAFU und BLW 2008). Abbildung 57 zeigt, wo im Talgebiet sowie in den Bergzonen I und II der Schweiz aufgrund natürlicher Standortfaktoren eine Erosionsgefährdung besteht. Übersichtskarten zur Verdichtungsgefährdung wurden in den 1980er Jahren von Weisskopf et al. (1988) erstellt.

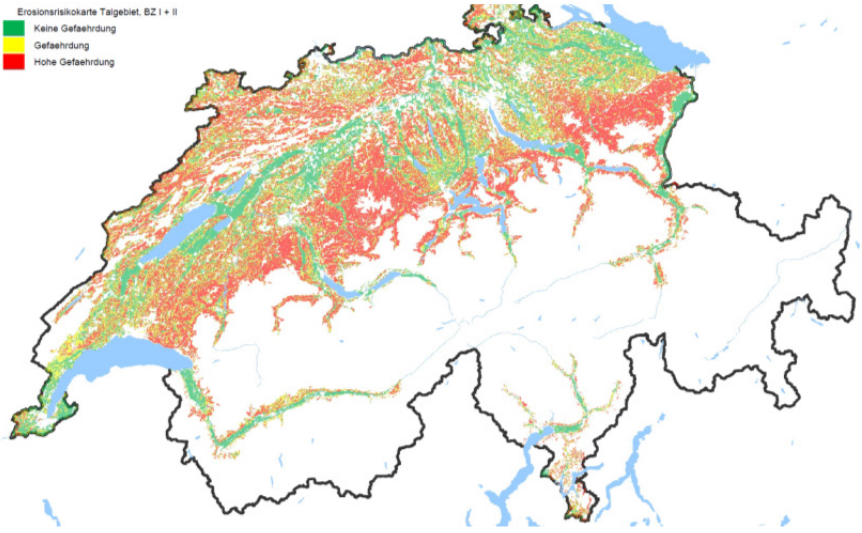


Abbildung 57: Erosionsrisikokarte für das Talgebiet, die Bergzone I und II (Bundesamt für Landwirtschaft 2011).

Speicherung von Kohlenstoff

Der Beitrag der Schweiz an den globalen Klimaschutz ist umso grösser je mehr CO_2 in den Böden und der Vegetation der Schweiz gespeichert wird. Auf der LN kann eine Steigerung der natürlichen CO_2-Speicherung durch eine Erhöhung des organischen Anteils in Böden (insbesondere Moore und andere Böden mit hohem Anteil an organischem Material) erreicht werden.

In der Schweiz werden in landwirtschaftlich genutzten Böden je nach Bewirtschaftung beträchtliche Mengen an Kohlenstoff gespeichert. Herausragend sind die intakten und kultivierten Moorböden, die weniger als 3% der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen, aber 28% des im Boden gelagerten organischen Kohlenstoffes beinhalten (vgl. Kapitel 4.5 Moore und Feuchtwiesen). Die Kapazität zu einer höheren CO_2-Fixierung und Speicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden der Schweiz ist im Rahmen des gesamten Treibhausgasbudgets allerdings relativ gering (Leifeld et al. 2005). Potenzial bietet aber die Erhaltung von organischen Böden.

Freibauer et al. (2004) listen mögliche Massnahmen auf, um die CO_2-Speicherung landwirtschaftlich genutzter Böden zu erhöhen. Sie nennen die entsprechenden CO_2-Fixierungsraten sowie mögliche Nebeneffekte. Ein höherer Kohlenstoff-Gehalt im Boden wirkt sich nicht nur bezüglich des Klimas positiv aus, sondern hat auch folgende positive Effekte: Steigerung der Bodenfruchtbarkeit, der Biodiversität im Boden und des Wasserrückhaltes, Verbesserung der Wasserreinigung sowie geringere Auswaschung von Nährstoffen.

Bestäubung

Bestäuber sind unerlässlich für die Nahrungsmittelproduktion, für viele Wildpflanzen und indirekt für Organismen höherer trophischer Ebenen sowie für andere Ökosystemleistungen. Weltweit sind 87 von 115 der am meisten gehandelten Kulturpflanzen bzw. 35% ihres Produktionsvolumens auf die Bestäubung durch Tiere angewiesen (Garibaldi et al. 2013).

In der Schweiz befindet sich die heutige Anzahl Völker der Honigbiene im Vergleich zur langjährigen Entwicklung auf einem tiefen Stand. Die durchschnittliche Dichte von 4.7 Völker/km^2 gilt jedoch als ausreichend, um die Bestäubung sicherzustellen (BLW 2008). Gemäss Fluri (2005) werden in der Schweiz ca. 80% der Bestäubungsleistung von Frucht-, Beeren-, Raps-, Sonnenblumen-, Bohnen-, Gurken-, Kürbis- und Saatgutkulturen von der Honigbiene durchgeführt. Für die übrigen 20% seien andere nicht domestizierte Bestäuber zuständig. Die Bestäubung der meisten Kulturen findet allerdings gleichzeitig durch nicht domestizierte Bestäuber und durch Honigbienen statt, wobei die Fruchtbildung durch beide unabhängig voneinander gefördert wird. Zudem kann die Leistung nicht domestizierter Bestäuber nicht vollständig durch Honigbienen ersetzt werden (Garibaldi et al. 2013). Umgekehrt gilt dasselbe insbesondere für grossen Bestände von Kulturpflanzen (Tscharntke et al. 2010b).

Auch Albrecht et al. (2012) zeigen, dass vielfältige Bestäubergesellschaften die Bestäubungsleistung erhöhen. Das deutet darauf hin, dass dies durch einige spezifische Taxa und durch Nischenkomplementarität (u.a. unterschiedliche Besucherraten je nach Tageszeit) verursacht wird. Letzteres wird durch die Studie von Brittain et al. (2012) bezüglich dem unterschiedlichen Flugverhalten von Bestäubertaxa bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten gestützt.

Sowohl für Honigbienen als auch für andere Bestäuber ist es unerlässlich, dass sie von Blütenpflanzen Pollen und Nektar sammeln können (Vandewalle et al. 2010). In vielen Landwirtschaftsgebieten dienen die angebauten Kulturpflanzen jedoch nur während einer kurzen Periode als Nektar- und Pollenspender. Für die nachhaltige Aufrechterhaltung der Bestäubungsleistung ist es deshalb wichtig, dass auch in der übrigen Zeit Pollen und Nektar zur Verfügung stehen. Nicht domestizierte Bestäuber sind zudem auf ein genügendes Habitatsangebot für die Fortpflanzung und Überwinterung angewiesen. So sind der Anteil an naturnahen Flächen sowie die Habitatsdiversität positiv mit der Anzahl Bienenarten und ihrer Abundanz korreliert, wobei jedoch die räumliche Skala den Zusammenhang beeinflusst (Steffan-Dewenter et al. 2002; Billeter et al. 2007). In unterschiedlichen ökologischen Ausgleichsflächen werden höhere Artenzahlen und Abundanzen von Bestäubern festgestellt als auf intensiv genutzten Flächen (Knop et al. 2005; Albrecht et al. 2007; Aviron et al. 2011). Mehrere Studien weisen darauf hin, dass der Biolandbau im Vergleich zum konventionellen Landbau die Bestäubungsleistung erhöht (Pfiffner & Balmer 2009). Mehrere Studien fanden aber auch keine signifikante Unterschiede zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen bezüglich der Abundanz von Bestäubern (Dicks et al. 2010).

Korrelationen zwischen der Grösse naturnaher Flächen und ihrer Artenzahlen werden nicht in allen Studien gefunden. Es zeigt sich, dass bereits kleine Flächen von weniger als 1 ha vielfältige Bestäubergesellschaften beherbergen können, falls die Flächen ein genügendes Blütenangebot aufweisen (Albrecht et al. 2007). So fanden mehrere Studien auch positive Effekte von Ackerrandstreifen und Säumen auf die Abundanz von Bestäubern (Dicks et al. 2010).

Die verschiedenen Bestäubertaxa fliegen für ihre Nahrungssuche unterschiedlich weit, legen dabei aber geringere Distanzen zurück als ihre maximale Reichweite (Ghazoul 2005). So nutzen Honigbienen und Hummeln Ressourcen im Umkreis von einigen Kilometern, während die **meisten Individuen in Populationen von Solitärbienen in Europa nicht weiter als 100-300 m fliegen** (Tscharntke et al. 2005; Zurbuchen et al. 2010; WSL (ed) 2012). Mit zunehmenden Distanzen von naturnahen Habitaten wurden deshalb auch signifikante Abnahmen in der Artenzahl und Abundanz von Bestäubern, der Besucherrate von Blüten und des Fruchtansatzes festgestellt (Albrecht et al. 2007; Garibaldi et al. 2011). Basierend auf 23 Studien fanden Ricketts et al. (2008), dass die Besucherraten von Blüten (ohne Honigbienen) in gemässigten Zonen bei einer Distanz von 1308 m zu naturnahen Habitaten auf die Hälfte des Maximums abfielen (Abbildung 58), wobei der Effekt auf die Produktionsleistung unklar blieb. Hingegen fanden Garibaldi et al. (2013a) weltweit für 41 Kulturtypen einen positiven Zusammenhang zwischen der Besucherrate von Blüten durch nicht domestizierte Bestäuber und dem Fruchtansatz, was ihr Wert für die Landwirtschaft deutlich zeigt.

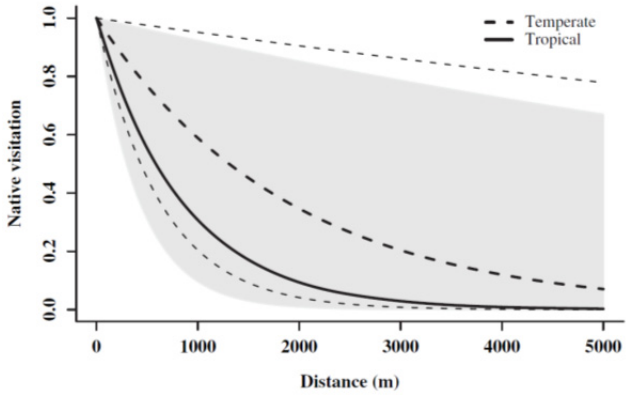


Abbildung 58: Besucherrate von Bestäubern (ohne Honigbiene) in Abhängigkeit der Distanz zu naturnahen Habitaten in tropischen (n=11) und gemässigten Zonen (n=11) sowie 90%-Vertrauensintervall (Ricketts et al. 2008).

Der notwendige Anteil struktur- und blütenreicher Fläche in einer Landschaft, um eine genügende Bestäubung aufrecht zu erhalten, ist abhängig von den Kulturen, Bestäubern und anderen Faktoren. So fanden Kremen et al. (2004) z.B., dass **40% naturnahe Habitate im Umkreis von 2.4 km eines Wassermelonenfeldes, bzw. 30% im Umkreis von 1.2 km**, notwendig wären, wenn die gesamte Bestäubungsleistung von einheimischen Bestäubern übernommen werden müsste. 10% genügten um 20-40% der Bestäubungsleistung zu erbringen. Bezüglich allfälliger kritischer Grenzbereiche, ab denen die Bestäubungsleistung verloren geht oder die Diversität der Bestäuber sich drastisch verändert, sind in der Literatur keine eindeutigen Resultate vorhanden (Steffan-Dewenter et al. 2002). Tscharntke et al. (2010b) erachten einen **Anteil von 20%** naturnaher Fläche mit hoher Blütenvielfalt und Nistmöglichkeiten in der Landschaft für eine dauerhafte Gewährleistung der Bestäubung als notwendig.

Biologische Schädlingskontrolle

Natürliche Feinde von Schädlingen sind darauf angewiesen, dass sie in der Landschaft Habitate vorfinden, in denen sie sich fortpflanzen können und auch Beute finden, wenn sie diese nicht auf Kulturpflanzen finden (Vandewalle et al. 2010). Beziehungen zwischen Landschaftselementen und Populationen von natürlichen Feinden sind je nach Organismen unterschiedlich und das diesbezügliche Wissen noch beschränkt (Steingröver et al. 2010). Gemäss Firbank et al. (2011) gibt es gute Belege, dass zumindest die Abundanz natürlicher Feinde vieler Schädlinge durch Aufwertungsmassnahmen der Landschaft positiv beeinflusst wird. Der Review von Bianchi et al. (2006) zeigt, dass in komplexen im Vergleich zu homogenen Landschaften die Populationen von natürlichen Feinden generell höher sind (74% der Studien). In 45% der Studien war zudem der Schädlingsdruck geringer. Eine erhöhte Aktivität der natürlichen Feinde war in 80% der Fälle mit krautigen Habitaten (Brachen, Säume,…), in 71% der Fälle mit holzigen Habitaten und in 70% der Fälle mit der Landschaftsheterogenität korreliert. In der Studie von Martin et al. (2013) nahm die Schädlingsregulierung durch Nützlinge (fliegende Insekten) mit der

Landschaftskomplexität zu. Allerdings wurde ihre Schädlingsregulierungs-Leistung in komplexen Landschaften (>25% naturnahe Flächen) aufgrund von Wechselwirkungen mit anderen Nützlingen (Vögeln, die Insekten fressen) wieder reduziert.

Winqvist et al. (2011) fanden die höchsten Raten natürlicher Schädlingskontrollen auf biologisch bewirtschafteten Flächen in komplexen Landschaften. Auf konventionell bewirtschafteten Flächen wurde aber keine Abhängigkeit der Kontrollraten von der Landschaftsheterogenität festgestellt. Thies & Tscharntke (1999) und With et al. (2013) erwähnen, dass eine **Habitatverfügbarkeit bzw. nicht regelmässig für ackerbauliche Nutzung umgebrochene Fläche von 20% der Landschaft** als Grenzwert für eine erfolgreiche Ausbreitung von Prädatoren und für eine lohnenswerte biologische Schädlingsbekämpfung betrachtet werden kann. Sie vermuten des Weiteren, dass die Anordnung der Habitate nur in Landschaften mit einer geringen Habitatmenge (< 20%) relevant ist.

Eine höhere Habitatverfügbarkeit kann aber auch zu einer erhöhten Abundanz gewisser Schädlinge beitragen, wie am Beispiel von Schnecken gezeigt wurde (Eggenschwiler et al. 2012), was sich allerdings nicht in allen Fällen negativ auf Kulturen auswirkt. Im Auftrag des BLW (Ansprechperson H. Dreyer) startet eine diesbezügliche Literaturstudie unter dem Arbeitstitel „Zielkonflikte zwischen Biodiversitätsförderung und Pflanzenschutz in der Schweizer Landwirtschaft".

Die Wechselwirkungen zwischen Organismen verändern sich mit der Distanz zu anderen Populationen oder (Reproduktions-) Habitaten. Schüepp et al. (2011) stellten in ihrer Studie fest, dass die Parasitierungs-/Prädationsrate sich innerhalb einer Distanz von 100-200m zu Habitaten halbierte. Tscharntke et al. (2002) berichteten über Verminderungen der Parasitierungsraten je nach Arten und Kulturen von 50% bei einer Distanz von 500 m zur nächsten Fläche derselben Kultur und 80% bei einer Distanz von 100 m. Dies könnte darauf hinweisen, dass gewisse Schädlinge ab einer bestimmten Distanz der Kontrolle ihrer Feinde entgehen (Schüepp et al. 2011). Demgemäss sind alle 100 m Habitate für natürliche Feinde von Schädlingen notwendig, um eine effektive natürliche Schädlingsregulierung gewährleisten zu können.

Genetische Ressourcen
Vgl. Unterkapitel Genetik

Kulturelle Leistungen
Die unterschiedlichen Landnutzungstypen prägen Landschaften auf unterschiedliche Weise, tragen damit zur Identifikationsermöglichung bei, wirken inspirierend und sind touristisch attraktiv (Szerencsits et al. 2009; ARE et al. 2011; Schwyzer et al. 2012). Das Landwirtschaftsgebiet spielt auch für die Erholung der Bevölkerung eine wichtige Rolle (BAFU und BLW 2008). In intensiv bewirtschafteten Landschaften schätzt die Bevölkerung naturnahe Elemente wie Brachen (Schüpbach et al. 2009) oder Säume (Junge et al. 2009).

Botschaft	• Um das **Produktions-Potenzial** der Landwirtschaftlichen Nutzfläche langfristig zu erhalten, sind eine nachhaltige und standortgerechte Bewirtschaftung der Landwirtschaftsflächen sowie intakte weitere Ökosystemleistungen notwendig. • **Boden:** Gemäss Sachplan FFF sind mindestens 438'560 ha der ackerfähigen Böden der Schweiz zu erhalten. Zudem muss die Bodenfruchtbarkeit gut sein, um eine nachhaltige Nahrungsmittel-Produktion und die Versorgungssicherheit zu gewährleisten. Karten für das Gefährdungs-Potenzial von Böden (Erosion, Verdichtung) in der Schweiz sind vorhanden. • **Bestäubung:** Artenzahl und Abundanz von Bestäubern sind positiv mit dem Anteil naturnaher, botanisch artenreicher Flächen und der Habitatsdiversität in einer Landschaft korreliert. Vielfältige Bestäubergesellschaften führen zu stabileren Bestäubungsleistungen. Mit zunehmender Distanz (einige 100 m) zu naturnahen, botanisch artenreichen Habitaten nimmt die Besucherrate von Blüten durch viele Bestäuber signifikant ab, was zu einem geringeren Fruchtansatz führt. • **Schädlingskontrolle:** Eine wirkungsvolle natürliche Schädlingsregulierung ist wahrscheinlich nur gewährleistet, wenn Habitate natürlicher Feinde von Schädlingen mindestens 20% einer Landschaft ausmachen und diese Habitate in Abständen von wenigen 100 Metern vorhanden sind.

ExpertInnenumfrage

Ackerbaugebiet

Die Fragen zum Ackerbaugebiet wurden von 12 ExpertInnen bearbeitet, wobei sich 10 auf den Gesamtlebensraum und 2 ausschliesslich auf Organismen bezogen. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. Der Grossteil der ExpertInnen bezeichnen den aktuellen qualitativen Zustand des Ackerbaugebietes bezüglich der Erhaltung dessen Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder eher schlecht" (Tabelle 57). Alle ExpertInnen erachten den Anteil der mit low-input Anbaumethoden bewirtschafteten Ackerfläche als zu gering. Sie schätzen im Mittel, dass ca. **20% der Ackerfläche mit low-input Anbaumethoden** bewirtschaftet werden sollten (Tabelle 58), was in Deutschland auch vom Umweltbundesamt (2010) empfohlen wird (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik, Bewirtschaftungsintensität).

Mit einer Ausnahme schätzen alle ExpertInnen den Anteil ÖAF auf der Ackerfläche als „zu gering" oder „eher zu gering" ein (Tabelle 58). Sie erachten es im Mittel als notwendig, dass **ÖAF einen Anteil von ca. 10% der Ackerflächen** ausmachen.

Tabelle 57: Einschätzung des qualitativen Zustandes des Ackerbaugebietes bezüglich der Erhaltung dessen Biodiversität und Ökosystemleistungen. n = Anzahl Antworten.

Ackerbaugebiet	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n
Schweiz	90.9	11
Jura	90.9	11
Mittelland	100.0	10
Alpennordflanke	90.0	10
Westl. Zentralalpen	87.5	8
Östl. Zentralalpen	66.7	9
Alpensüdflanke	100.0	7

Tabelle 58: Anteil der ExpertInnen [%], die den aktuellen Anteil der mit (a) „low-input"-Anbaumethoden bewirtschafteten Ackerfläche bzw. (b) den Anteil Ökologischer Ausgleichsflächen (ÖAF) im Ackerbaugebiet als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen, um dessen Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachteten Zunahmen der Anteile (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes), n = Anzahl Antworten.

a)

Anteil der Ackerfläche mit "low-input"-Anbaumethoden	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlerer Soll-Anteil [%]	n
Schweiz	100.0	22 (±8)	8
Jura	100.0	22.6 (±7.9)	8
Mittelland	100.0	19.7 (±7.3)	9
Alpennordflanke	100.0	23.9 (±8.4)	8
Westl. Zentralalpen	100.0	29.2 (±10.4)	6
Östl. Zentralalpen	100.0	35.7 (±11.0)	7
Alpensüdflanke	100.0	35.7 (±11.0)	7

b)

Anteil ÖAF an Ackerfläche	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlerer Soll-Anteil [%]	n
Schweiz	100.0	10 (±2)	8
Jura	100.0	9.7 (±1.7)	8
Mittelland	90.0	9.5 (±1.7)	10
Alpennordflanke	100.0	9.2 (±1.9)	8
Westl. Zentralalpen	100.0	8.8 (±2.4)	6
Östl. Zentralalpen	100.0	9.4 (±2.2)	7
Alpensüdflanke	100.0	8.8 (±2.4)	6

Alle ExpertInnen sehen sowohl bezüglich der mit low-input Anbaumethoden bewirtschaften Fläche als auch bezüglich des Anteils der ÖAF im Ackerbaugebiet den grössten Handlungsbedarf im Mittelland. Bezüglich der Qualität der ÖAF wird ein Handlungsbedarf im Mittelland (n=7) und auch in der gesamten Schweiz (n=5) gesehen.

Ein Experte empfiehlt, dass neben den Ackerbaukulturen auch andere Kulturen vermehrt mit low-input Anbaumethoden bewirtschaftet werden. Zudem können gezielte Massnahmen zur Förderung von UZL-Arten wie Nützlingsstreifen, Weitsaaten, etc. (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik, Bewirtschaftungsintensität) etablierte low-input Anbaumethoden ergänzen.

Strukturen und lineare Elemente

Die Fragen zu Strukturen wurden von 30 ExpertInnen bearbeitet, wobei sich 19 auf den Gesamtlebensraum, 10 ausschliesslich auf Organismen und ein Experte nur auf Ökosystemleistungen bezogen. Für die gesamte Schweiz erachten 84% der ExpertInnen (n=25) den Zustand der Kulturlandschaft bezüglich der Dichte an Strukturen als „schlecht" oder „eher schlecht". Jeweils über 90% der ExpertInnen schätzen die aktuelle Dichte von Strukturen, linearen Elementen und natürlich/naturnahen[9] Fliessgewässern in der Kulturlandschaft als „zu gering" oder „eher zu gering" ein. Auf Ebene der Schweiz erachten sie (n=22) es im Mittel als notwendig, dass die Dichte von Strukturen in der Kulturlandschaft um das Dreieinhalbfache, diejenige von linearen Elementen um knapp das Dreifache und die Dichte von natürlich/naturnahen Fliessgewässern um mehr als das Dreifache zunimmt. Auch die Dichte von Kleinstgewässern (Tümpel, Pfützen, Gräben <10m^2) wird für die meisten Regionen von allen ExpertInnen als zu gering eingestuft. Sie erachten im Mittel je nach Region eine Zunahme um das Drei- bis Fünffache als notwendig.

Tabelle 59: Einschätzung des qualitativen Zustandes der Kulturlandschaft bezüglich der Dichte von Strukturen und linearen Elementen. n = Anzahl Antworten

Zustand der Kulturlandschaft bezügl. der Dichte von Strukturen und linearen Elementen	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q
Schweiz	84.0	25
Jura	56.0	25
Mittelland	96.2	26
Alpennordflanke	65.0	20
Westl. Zentralalpen	31.6	19
Östl. Zentralalpen	30.0	20
Alpensüdflanke	47.4	19

Tabelle 60: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Dichte von (a) Strukturen, (b) linearen terrestrischen Elementen, (c) ökomorphologisch natürlich/naturnahen Fliessgewässern und d) Kleinstgewässern in der Kulturlandschaft als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen in der Kulturlandschaft zu erhalten. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachteten Zunahmen der Dichten (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler), n = Anzahl Antworten.

a)

Dichte von Strukturen in der Kulturlandschaft	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	95.7	264 (±53)	22
Jura	78.9	203.6 (±51.0)	21
Mittelland	100.0	346.7 (±55.2)	24
Alpennordflanke	85.7	281.5 (±74.8)	16
Westl. Zentralalpen	64.3	240.5 (±70.8)	16
Östl. Zentralalpen	60.0	209.7 (±62.1)	15
Alpensüdflanke	61.5	233.7 (±72.3)	13

b)

Dichte linearer terrestrischer Elemente in der Kulturlandschaft	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	91.3	181 (±39)	22
Jura	82.6	117.6 (±33.9)	21
Mittelland	95.8	312.7 (±48.7)	24
Alpennordflanke	88.9	151.4 (±41.1)	16
Westl. Zentralalpen	83.3	90.9 (±24.8)	16
Östl. Zentralalpen	76.5	93.8 (±26.1)	15
Alpensüdflanke	73.3	142.7 (±51.9)	13

c)

Dichte natürlich/naturnaher Fliessgewässer und deren Uferbereiche	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	100.0	223 (±42)	22
Jura	83.3	118.6 (±27.9)	21
Mittelland	100.0	315.8 (±54.1)	24
Alpennordflanke	85.7	130.7 (±31.6)	16
Westl. Zentralalpen	73.3	99.6 (±30.7)	16
Östl. Zentralalpen	73.3	112.5 (±33.5)	15
Alpensüdflanke	85.7	180.7 (±55.5)	13

[9] Gemäss Ökomorphologie Stufe F

Kleinstgewässer (< 10m²)	Aktuelle Dichte "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	100.0	411 (±117)	7
Jura	100.0	307.4 (±121.7)	7
Mittelland	100.0	332.0 (±116.2)	7
Alpennordflanke	100.0	270.8 (±154.9)	5
Westl. Zentralalpen	66.7	344.0 (±306.0)	2
Östl. Zentralalpen	66.7	344.0 (±306.0)	2
d) Alpensüdflanke	100.0	222.0 (±214.0)	3

Botschaft

- 90% der ExpertInnen schätzen die Qualität des Ackerbaugebietes bezüglich Biodiversität und Ökosystemleistungen als ungenügend ein.
- Für die Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemleistungen erachten die ExpertInnen es im Mittel als notwendig, dass **20% der Ackerfläche mit low-input Methoden** bewirtschaftet werden. Dies entspricht Empfehlungen in Deutschland.
- Der notwendige **Anteil von ÖAF an der Ackerfläche wird auf 10%** geschätzt.
- Die Dichte von Strukturen, linearen Elementen, natürlich/naturnahen Fliessgewässern und Kleinstgewässern (<10m²) in der Kulturlandschaft wird für die Schweiz von jeweils über 90% der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt. Sie erachten eine knapp drei- bis fünffache Erhöhung als notwendig, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen der Kulturlandschaft zu erhalten.

Gesamter Flächenbedarf

Bei den untenstehend erwähnten Flächenansprüchen können in vielen Fällen Synergien genutzt werden, weshalb eine einfache Aufsummierung nicht möglich ist. *Auf Wiesen und Weiden wird im Kapitel 4.6 Grünland eingegangen.*

Biodiversität

Für die Erhaltung der UZL-Ziel- und Leitarten wurden basierend auf Fallstudiengebieten Flächenziele erarbeitet (Walter et al. 2013). Demgemäss beträgt der **Soll-Anteil von Flächen mit UZL-Qualität an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in der Talzone ca. 10%, in der Hügelzone 12%, in der Bergzone I 13% und in der Bergzone II 17%**. In all diesen Zonen besteht noch ein Defizit an qualitativ genügenden Flächen (Ist-Zustand = 2.2-10% je nach Zone). Die Grössenordnung von **10-20% naturnaher qualitativ hochstehender Flächen** wird durch mehrere andere Studien gestützt.

Um die charakteristischen Arten von Ackerbaugebieten zu erhalten, erachten ExpertInnen in der Schweiz wie auch mehrere Studien einen **Anteil qualitativ hochstehender Ökologischer Ausgleichsflächen auf mindestens 10% der Ackerfläche** als notwendig (Ist-Zustand = 0.6%). Um negative Effekte von Pflanzenschutzmitteln zu kompensieren wird zudem empfohlen, **ca. 20% der Ackerfläche mit low-input Anbaumethoden zu bewirtschaften** (Ist-Zustand = ca. 4.9 % Bio-Ackerbau) sowie weitere gezielte Förderungsmassnahmen auf der Produktionsfläche umzusetzen. Generell ist für die Lebensgemeinschaften bestimmter Kulturtypen (Hochstammobstgärten, Segetalflora der Äcker, Rebberge,…) die ökologische Qualität der Flächen und ihre Struktur von entscheidender Bedeutung. Ebenso fördert eine Vielfalt verschiedener Kulturen die Biodiversität.

Nährstoffüberschüsse führen zu einer starken Beeinträchtigung vieler Lebensräume. Eine generelle Reduktion der Stickstoff-Emissionen sowie **ca. 19'000 ha Nährstoff-Pufferzonen auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche und im Sömmerungsgebiet** (SöG) um die Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung sind deshalb **unerlässlich**. Alleine bei den Biotopen nationaler Bedeutung sind aber 48-70% der Nährstoffpufferzonen noch nicht ausgeschieden. Ebenso besteht ein Bedarf von Nährstoffpufferzonen entlang von Gewässern. Zumindest ein Teil davon kann durch den Raumbedarf der Fliessgewässer (Hochwasserschutz, ökologische Funktionen) von **ca. 22‘000 ha im Landwirtschaftsgebiet** (ohne SöG) abgedeckt werden (Ist-Zustand = 11‘000 ha).

Ökosystemleistungen

Der Sachplan Fruchtfolgeflächen hat zum Ziel **438‘560 ha der ackerfähigen Böden** der Schweiz zu erhalten, um die Versorgungssicherheit langfristig zu gewährleisten. Generell profitieren sowohl Ökosystemleistungen als auch die Biodiversität, wenn der Verlust landwirtschaftlich nutzbarer Flächen aufgrund der Siedlungstätigkeit möglichst gestoppt wird.

Eine sichere Nahrungsmittelversorgung ist auf **die langfristige Erhaltung des Produktions-Potenzials** der landwirtschaftlich genutzten Flächen angewiesen. Dazu sind eine nachhaltige und standortgerechte Bewirtschaftung notwendig. Low-input Anbaumethoden sind dazu besonders geeignet. Schweizer ExpertInnen erachten es im Mittel als notwendig, dass ca. **20% der Ackerfläche mit low-input Anbaumethoden** bewirtschaftet werden (Ist-Zustand = ca. 4.9% Bio-Anbau).

Ein stabiles Produktions-Potenzial ist abhängig von weiteren intakten Ökosystemleistungen wie der Bodenfruchtbarkeit, der Bestäubungsleistung und einer natürlichen Regulierung von Schadorganismen. V**ielfältige Landschaften mit einem Anteil von 20% naturnaher Flächen** (Blütenvielfalt, Nist- und Rückzugmöglichkeiten in Ökologischen Ausgleichsflächen, artenreichen Wiesen, Hecken, etc.) können einerseits eine **ausreichende Bestäubungsleistung** gewährleisten und tragen andererseits zu einer **wirkungsvollen, nachhaltigen Regulierung von Schadorganismen** bei.

Neben Ökosystemleistungen, die für die Erhaltung des Produktions-Potenzials notwendig sind, erbringt das Landwirtschaftsgebiet auch wichtige kulturelle Ökosystemleistungen wie Erholungsmöglichkeiten für die Bevölkerung.

Anordnung im Raum

Je nach Region (Abbildung 52, Tabelle 53) und Höhenstufen (Tabelle 52) unterscheidet sich das Potenzial für Arten des Landwirtschaftsgebietes. Deshalb variiert auch der Flächenbedarf zur Erhaltung der UZL-Ziel und Leitarten grossräumig. Potenzial, Defizite und Handlungsbedarf bezüglich Flächen mit UZL-Qualität werden für die UZL-Regionen und landwirtschaftlichen Zonen von Walter et al. (2013) ausführlich beschrieben.

Die Anordnung von Flächen ist für die Erhaltung von Populationen der charakteristischen Arten und für Ökosystemleistungen auch lokal, d.h. in einzelnen Landwirtschaftsgebieten, ausschlaggebend. Viele Organismen sind zudem auf ein Mosaik verschiedener Habitate und diverser Strukturen angewiesen. Um die benötigten Ressourcen (Fortpflanzung, Rückzugsräume, Nahrung) zu erreichen, sind viele Arten auf **naturnahe, struktur- und artenreiche Flächen zwischen den regelmässig bewirtschafteten Kulturen in Abständen von wenigen 100 m** angewiesen.

Aktuell besteht in Landwirtschaftsgebieten, insbesondere in den intensiv genutzten Ackerbaugebieten ein grosser Mangel an naturnahen Strukturen (Stein- und Asthaufen,...), an linearen Elementen (Hecken, Altgrasstreifen,...) und an Kleinstgewässern (Pfützen, Tümpel,...). ExpertInnen erachten eine **drei- bis fünffache Erhöhung dieser Elemente** in der Kulturlandschaft als notwendig (Mittelwert der Antworten), um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. In der Literatur werden **minimale Heckendichten von 1km/km^2** und **mehrere Hundert Meter weitere Saumstrukturen pro Hektar** als notwendiges Minimum empfohlen.

Für eine ausreichende Bestäubung von Kulturen und für eine wirkungsvolle und nachhaltige Regulierung von Schadorganismen bedarf es neben einem genügenden Flächenanteil (vgl. obenstehend) auch einer **regelmässigen Anordnung von naturnahen, struktur- und blütenreichen Habitaten in Abständen von wenigen 100 m**. Denn mit zunehmender Distanz zu diesen nehmen die Bestäubungsleistung sowie die Wechselwirkungen zwischen Nützlingen und Schädlingen signifikant ab.

4.8 Wald

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)
6.2 Buchenwälder
6.3 Andere Laubwälder:
z.B. Eichenwälder, Schluchtwälder, …
6.4 Wärmeliebende Föhrenwälder
6.6 Gebirgs-Nadelwälder

Auenwälder (6.1) und Hochmoorwälder (6.5) werden in den Kapiteln 4.2 Auen und Fliessgewässer sowie 4.5 Moore und Feuchtwiesen behandelt.

Ausdehnung und Verbreitung

Tabelle 61: Übersicht der Ausdehnung der Wälder in der Schweiz.

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung [ha]	Quelle
Waldfläche total	1855	729'000	Scheidegger et al. 2010
	2010	1'278'600	
Naturüberlassene Waldgebiete	2009	122'800	Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (BDM) E3: Fläche der naturüberlassenen Gebiete
Lichte Wälder	2010	43'378	Vector25 von Swisstopo (ohne lichte Moorwälder)

Tabelle 62: Waldanteil in den biogeographischen Regionen (inkl. Gebüschwald, LFI).

	Jura	Mittelland	Alpennordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüdflanke	Schweiz
Waldanteil (%)	45.5 ±0.5	23.1 ±0.2	33.6 ±0.3	22.7 ±0.4	24.2 ±0.3	51.0 ±0.6	31.0 ±0.1

Regenerierbarkeit (Riecken et al. 2006) (vgl. Anhang 10.2)

Lebensraumtyp	Regenerierbarkeit
Wärmeliebende Föhrenwälder Gebirgsnadelwälder, Buchenwälder und andere Laubwälder	kaum regenerierbar (> 150 Jahre, teilweise unvollständig)
Beweidete Wälder (Hudewald)	bedingt regenerierbar (ca. bis 15 Jahre, teilweise mehr)

Zustand

Wälder sind eines der wenigen naturnahen Ökosysteme dessen Fläche seit mehr als 150 Jahren zunimmt. In den letzten Jahrzehnten konzentrierte sich diese Zunahme vor allem auf nicht mehr bewirtschaftete Landwirtschaftsflächen in Berggebieten[10]. Nach dem 3. Landesforstinventar sind fast 80% der Waldfläche der Schweiz Hochwälder (gleichförmig, plenterartig, ungleichförmig). Nur noch 2.1% der Waldfläche sind Niederwälder und 0.7% Mittelwälder, obwohl diese beiden Betriebsarten früher dominierten. Zudem sind weitere traditionelle Waldnutzungen, welche lichte Wälder förderten, wie zum Beispiel Waldweide und Streunutzung, verschwunden. Dies führt zu einer starken Zunahme des Holzvorrates im Wald, was zu einer genereller Verdunkelung und damit einer Verschlechterung der Lebensbedingungen für lichtbedürftige Arten führt (Scheidegger et al. 2010).

Gemäss dem 3. Landesforstinventar (LFI3, 2004-2006) ist der Schweizer Wald seit dem zweiten Landesforstinventar (1993-1995) natürlicher geworden. Die Totholzmenge hat um ca. 80% zugenommen und man findet heute doppelt so viele grosse Bäume (BHD >= 80 cm) wie vor 20 Jahren. Zahlreiche Waldbestände (z.B. >50% der Waldfläche in Tessin) wurden in den letzten 50 Jahren nicht bewirtschaftet, was eine gewisse natürliche Dynamik ermöglicht (Brändli & Abegg 2009). Im Mittelland herrscht aber immer noch ein Defizit an Totholz und an alten Entwicklungsphasen (Bollmann et al. 2009; Scheidegger et al. 2010).

[10] http://www.bafu.admin.ch/wald/01198/01201/index.html?lang=de

Der Anteil Naturwaldreservate an der Schweizer Waldfläche beträgt 2.5%, Sonderwaldreservate eingerechnet sind es 4.7% (Bolliger et al. 2012). Naturwaldreservate dienen hauptsächlich dem Prozessschutz, der Lebensraum für xylobionte Arten schafft.

Lebensraumdynamik

Waldentwicklung

Wälder sind Ökosysteme, die sich langsam entwickeln. Auch wenn Bäume mit 80 bis 120 Jahren gefällt werden, hätten sie natürlicherweise ein Alter von mehreren hundert Jahren erreichen können. Mit der zunehmenden Nachfrage nach Energieholz und nach Stämmen von geringem Durchmesser besteht zukünftig die Tendenz nach noch kürzeren Umtriebszeiten. Scherzinger (1996) schätzt die Dauer eines vollständigen Entwicklungszyklus in einem Mischwald (Verjüngung bis zum Zusammenbruch) auf ca. 600 Jahre (Abbildung 59).

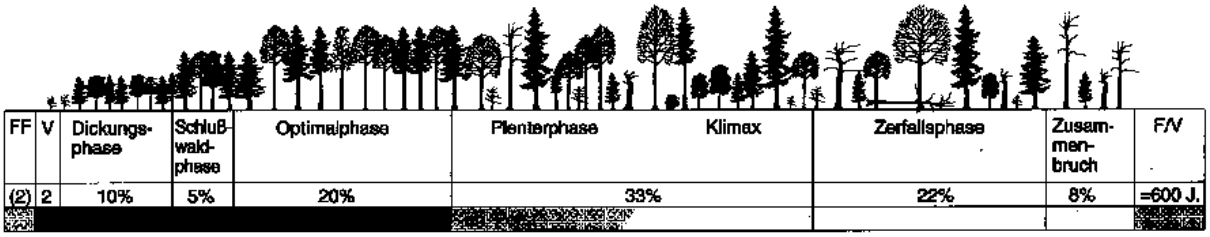


Abbildung 59: Entwicklungsphasen eines Urwaldes in temperierter Zone (Scherzinger 1996).

In Urwäldern Europas erreicht der Flächen-Anteil der **Zerfalls- und der Zusammenbruchphase 20% bis 58% der gesamten Waldfläche** (Tabelle 63). Nach Fenger (1996) sollten die Alters- und Zerfallsphasen die Hälfte der Fläche einnehmen können, auf der sie unter natürlichen Bedingungen vorkämen, damit die saproxylischen Arten erhalten bleiben. Bei einer vollständigen Segregation der Waldfunktionen (Produktion, Schutz, Biodiversitätserhalt, …) wäre ein minimaler Anteil an Naturwaldreservate in der von Fenger (1996) vorgeschlagenen Grössenordnung nötig (Bollmann & Müller 2012). Dies würde für die Schweiz einem Anteil zwischen **10% bis ca. 30% an Naturwaldreservate** entsprechen, anstatt dem heute angestrebten Anteil von 7 bis 8%, der sich zusammensetzt aus 5% Naturwaldreservate und 2% bis 3% Altholzinseln, sowie die Fläche der Habitatbäume.

Für die Erhaltung und **Rekrutierung von Habitatbäumen** schlagen Larrieu et al. (2012) einen Anteil von **10–20% der Waldfläche** vor. Dieser Anteil betrifft allein die Flächen von Altholzinseln und Habitatbäumen, ohne die Flächen von grösseren Waldreservaten mit einzurechnen. Basierend auf verschiedenen Modellierungen erachten Nilsson et al. (2001) es als notwendig, dass für den Erhalt der Biodiversität auf der Landschaftsebene **20% der natürlich vorkommenden alten Hohlbäume und toten Giganten** nötig wären. Die Autoren konnten nachweisen, dass das Artenaussterben beschleunigt wird, wenn das ursprüngliche Habitat 20-30% der Waldfläche unterschreitet.

Tabelle 63: Übersicht des prozentualen Anteils der Zerfallsphasen in verschiedenen Urwäldern Europas. Bei den Untersuchungen von Mayer & Neumann (1981) sowie denen von Tabaku (1999) wurden die Werte der Zerfallsphase und der Terminalphase (entspricht beides dem Zusammenbruch des Bestandes) addiert, da diese in etwa der Zerfallsphase nach Korpel (1995) entsprechen (aus Müller et al. 2012).

Geografische Lage	Waldtyp	Zerfallsstadium	Quelle
Karpaten	Buchenwald	42–45 %	Korpel (1995)
Albanien	Buchenwald	48–57 %	Tabaku (1999)
Osteuropa	Tannen-Buchenwald	20–25 %	(Leibundgut 1982)
Karpaten	Tannen-Buchenwald	35 %	Korpel (1995)
Osteuropa / Deutschland	Tannen-Fichten-Buchenwald	32–58 %	Mayer & Neumann (1981)
Polnischer Nationalpark Bialowieza	Eichen-Hagebuchenwald	20–35 %	Fenger (1996)

Verschiedene Studien auf Artenebene konnten diese Werte bestätigen. Zum Beispiel verschwindet das Auerhuhn (*Tetrao urogalis*), wenn der Anteil an alten Wäldern unter 30% sinkt (Wegge & Rolstad 1986). Auch fehlt der Kleinspecht (*Dendrocopos minor*) in Gebieten, wo alte Wälder - dominiert von Laubbäumen - weniger als 20% der Waldfläche ausmachen (Wiktander et al. 2001). Weitere Arten, wie zum Beispiel der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) oder der Weissrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*), sind direkt von typischen Strukturen alter Bestände wie stehender toter Bäume abhängig (Carlson & Stenberg 1995; Amcoff & Eriksson 1996). Sie sind abwesend, wenn diese Strukturen fehlen. Diese Studien zeigen, dass Waldbestände in den späten Entwicklungsphasen für den Erhalt der Waldbiodiversität unentbehrlich sind.

Drei Massnahmen werden in der Schweiz für die Förderung von Alterstrukturen und späten Entwicklungsphasen angewendet: Einrichten von Naturwaldreservaten (Ziel: 5%), Altholzinseln (Ziel: 2–3%) und Bezeichnen von Habitatbäumen. Die minimale Flächengrösse für **Altholzinseln beträgt 0.7 ha bis 1.2 ha** je nach Waldtyp (Jakoby et al. 2010; Müller et al. 2012). Auf einer solchen Fläche können die Totholzmenge und die nötigen Mikrohabitate mit hoher Wahrscheinlichkeit gesichert werden. Für die Dichte pro km^2 von Altholzinseln wurde noch kein Zielwert gesetzt. Es werden 1 bis 2 Altholzinseln pro km^2 vorgeschlagen (www.totholz.ch). Gemäss ExpertInnenumfrage werden ca. 5 Altholzinseln pro km^2 als Soll-Anzahl angegeben, was mindestens 3.5 bis 6% der Waldfläche ausmacht (Tabelle 69).

Ohne natürliche Extremereignisse verläuft die Walddynamik langsam. Viele der Schweizer Waldreservate sind jedoch noch sehr jung (einige Jahrzehnte) und brauchen noch viel Zeit, bis sie sich zu Naturwäldern entwickeln. Zwar unterscheiden sich die Totholzmengen und Habitatsstrukturen schon nach 30 Jahren von den Wirtschaftswäldern (Bütler & Lachat 2009), trotzdem erreichen solche Bestände bei weitem noch nicht die ökologisch wertvollen späten Entwicklungsphasen oder zeigen immer noch starke Einflüsse von ehemaligen Bewirtschaftungen.

Natürliche Störungen

Die Dynamik im Wald kann auch durch bestandeszerstörende Ereignisse entstehen. Nach Beher et al. (2010) können in der Schweiz folgende Ereignisse flächenmässig eine wichtige Rolle spielen: Windwurf, Borkenkäferbefall, Hochwasser, Rutschungen und Waldbrände. Winterstürme sind die häufigsten und hinsichtlich des verursachten wirtschaftlichen Schadens die bedeutendsten natürlichen Störungen in den Wäldern Zentral- und Nordeuropas (Schelhaas et al. 2003).

Naturwaldreservate sollten grösser sein als die Fläche von grossen dynamischen Prozessen (Pickett & Thompson 1978; Bollmann & Müller 2012). Erfüllen die Waldreservate diese Bedingung, können sämtliche Sukzessionsphasen nach einschneidenden natürlichen Störungen nebeneinander vorkommen. Dies ermöglicht Habitatsspezialisten, alternative Lebensräume in erreichbarer Distanz zu finden. In Fichtenwäldern können sich natürliche Störungen wie Borkenkäferbefall oder Windwurf grossflächig auswirken. Deshalb wären in solchen Wäldern **Waldreservate von mehreren hundert Hektaren** notwendig, um den Habitatsspezialisten von solchen Standorten gerecht zu werden.

Bollmann & Müller (2012) halten eine kriteriengestützte Planung für wichtiger als ein absolutes Flächentotal von Naturwaldreservaten. Diese Planung soll sowohl gebietstypische als auch seltene und artenreiche Waldgesellschaften sowie eine langfristige Sicherung von Altbeständen mit vielfältiger Totholzqualität für den Prozessschutz im Wald anstreben. Je besser die Lebensraumqualität auf der ganzen Waldfläche ist und je besser der Austausch von Arten zwischen Naturwaldreservaten funktioniert, desto geringer ist der Flächenbedarf für Naturwaldreservate (Bollmann & Müller 2012).

Waldränder

Gemäss Biodiversitätsmonitoring weist die schweizerische Landeskarte 115’440 Kilometer Waldränder auf. Zwischen 1989 und 2003 wurde diese Länge um 703 km pro Jahr verlängert. Waldränder können im Inneren von Wäldern entstehen, durch Sturmschaden oder beim Bau von Strassen. Dies kann diese jährliche Zunahme der Waldränder erklären (ARE & BAFU 2007).

Die Aussagen über die Qualität der Waldränder in der Schweiz sind widersprüchlich. Im LFI werden die Waldränder in drei Kategorien für Ökotonwert [11] eingeteilt (gering, mittel, hoch). Dabei weisen

[11] Der Oekotonwert (Biotopwert des Waldrandes), hergeleitet aus der terrestrischen Waldranderhebung, wird hier in drei Klassen wiedergegeben. Der Oekotonwert des Waldrandes (Waldrand=Oekoton) ist vergleichbar mit dem Bio-

schweizweit 34% der Waldränder einen hohen Ökotonwert, 45% einen mittleren und 21% einen geringen Wert auf. Krüsi et al. (1997) fanden aber, dass nicht einmal 1% der Waldränder, zumindest im Mittelland, einen hohen Ökotonwert haben. Diese grossen Abweichungen bei der Einschätzung der Qualität von Waldrändern sind auf unterschiedliche Aufnahmemethoden, Gewichtung und Einteilung in qualitative Klassen zurückzuführen. Diese müssten für eine definitive Aussage zuerst überprüft werden. Auch wenn die Zielvorstellungen über die Qualität der Waldränder klar sind (z.B. Tiefe, stufiger Aufbau), gibt es kaum wissenschaftlich begründete quantitative Ziele (z.B. Anteil an natürliche Waldränder).

Gemäss unserer ExpertInnenumfrage schätzen über 90% der ExpertInnen den Anteil an qualitativ guten Waldrändern als „zu gering" oder „eher zu gering" ein. Die ExpertInnen schätzen im Mittel, dass qualitativ gute Waldränder je nach Region zwischen 36% und 43% der gesamten Waldrandlänge ausmachen sollten (Tabelle 68).

Botschaft

- Für die Erhaltung von späten Entwicklungsphasen des Waldes und deren Biodiversität sind mindesten 20% bis 30% der Waldfläche notwendig.
- Die Qualität der Waldränder wird sehr unterschiedlich beurteilt.
- ExpertInnen erachten es im Mittel als notwendig, dass 36% bis 43% der Waldränder eine gute ökologische Qualität aufweisen.

Artspezifische Prozesse

Nach dem REN Berthoud et al. (2004) weist der Wald in allen Regionen der Schweiz eine hohe strukturelle Vernetzung mit relativ wenigen Unterbrüchen auf. Das heisst aber nicht, dass die funktionelle Vernetzung immer gewährleistet ist. Zum Beispiel sind Wildtierkorridore trotz der guten Waldvernetzung durch die starke Fragmentierung der Landschaft beeinträchtigt (BUWAL 2001). Eine Gesamtbeurteilung zeigt, dass 16% der Korridore heute weitgehend unterbrochen sind und von Wildtieren nicht mehr benutzt werden können. Über die Hälfte der Korridore (56%) sind in ihrer Funktionstüchtigkeit nennenswert bis stark beeinträchtigt. Etwa ein Drittel (28%) kann als intakt eingestuft werden. Nach Niedzialkowska et al. (2012) müssen Migrationskorridore für Hirsche mit einem Anteil von mindestens 40% von Wald bedeckt sein, damit der Genfluss, zumindest in Gebieten mit tiefer Bevölkerungsdichte (60 Einwohner/km^2), stattfindet. In Gebieten mit tiefem Waldanteil und hoher Bevölkerungsdichte wie im Mittelland ist also davon auszugehen, dass die Ausbreitung der Hirsche stark beeinträchtigt ist.

Lebensräume sind nicht nur auf eine Vernetzung, sondern auch auf Ruhe angewiesen (www.wildruhezonen.ch). Deswegen ist es verschiedenen Seiten ein Anliegen, durch die Ausscheidung von Wildruhezonen die menschlichen Aktivitäten (insbesondere im Winter) zu lenken und den Wildtieren genügend grosse Rückzugs- und Nahrungsaufnahmegebiete bereitzustellen. Diese Ausscheidung von Wildruhezonen ist in den Kantonen unterschiedlich weit fortgeschritten. Besonders im Alpen- und Voralpenraum sind Wildruhezonen und auch Eidgenössische Jagdbanngebiete als Instrumente zur Störungsvermeidung vor allem im Winter schon lange etabliert. Hingegen sind im Mittelland und Jura noch kaum solche Zonen definiert.

Botschaft

- Wälder weisen eine hohe strukturelle Vernetzung auf. Trotzdem ist die funktionelle Vernetzung nicht immer gewährleistet.

Arten und Lebensräume

Rund 32'000 der bekannten Tier- und Pflanzenarten der Schweiz gelten als Waldarten (Bollmann et al. 2009). Das heisst, dass sie ganz oder teilweise auf den Wald als Lebensraum angewiesen sind. Der Wald ist also wichtig für zahlreiche artspezifische Prozesse wie Fortpflanzung, Wanderungen oder Nahrungssuche. Dank dem strengen Waldflächenschutz und dem weitgehend naturnahen Waldbau schei-

topwert des Bestandes. Er basiert auf den beiden Hauptkriterien Artenvielfalt (WRARTEN) und Strukturvielfalt (WRSTRUKT). Wie beim Biotopwert erhält die Strukturvielfalt gegenüber der Artenvielfalt doppeltes Gewicht.

nen solche Prozesse im Wald besser zu laufen als in anderen Lebensräumen. Es resultiert ein geringerer Anteil gefährdeter Arten in Wäldern als in anderen Habitaten (Cordillot & Klaus 2011).

Lichtarten

Lichte Wälder, wie Waldweiden, Niederwälder oder Mittelwälder haben mit der Ausbreitung der Hochwälder im Laufen des 19. und 20. Jahrhundert sehr stark abgenommen. Solche Strukturen sind aber notwendig für bestimmte Arten von Faltern, Laufkäfern, Amphibien, Reptilien und Vögeln. Neben den typischen lichtliebenden Waldarten brauchen auch Arten, die auf trockene Wiesen und Weiden (TWW) spezialisiert sind, während bestimmter Phasen ihres Lebens naturnahe Waldränder und lichte Wälder (Gubser 2005). Die Verzahnung der TWW mit dem Wald ist also von grosser Bedeutung für die Erhaltung der lichtliebenden Arten. Von den rund 23'000 ha erfassten TWW tangieren ca. 9'000 ha Wald (Dipner 2006). Die Fläche setzt sich zusammen aus (Gubser 2005):

- 1'500 ha Wald bzw. offenem Wald innerhalb der Trockenwiesen und -weiden (inklusive Wytweiden)
- 5'000 ha bzw. 1500 Kilometer angrenzendem Waldrand
- 2'500 ha Förderfläche für den Artenschutz.

In der Literatur wurden wenige quantitative Hinweise über die Mindestflächen von lichten Wäldern gefunden. Bergman & Kindvall (2004) fanden aber heraus, dass der Gelbringfalter (*Lopinga achnine)* – eine typische Art für diesen Waldtyp - mindestens 10 bis 30 günstige Standorte braucht, um eine Metapopulation langfristig zu erhalten. In Bergwäldern treten lichtbedürftige Arten erst ab Lückengrößen von mindestens 0.5 ha signifikant zahlreicher auf[12]. Für sieben Vogelarten fand (Paquet 2006) heraus, dass in Eichenwäldern ein Anteil permanenten oder temporären lichten Waldes von 5 bis 10% der Waldfläche optimal ist und in Nadelholz Forstplantagen 10 bis 15%.

Gemäss unserer Umfrage schätzen über 90% der ExpertInnen den Anteil von lichten Wäldern als „zu gering" oder „eher gering" ein. Die ExpertInnen schätzen den Sollanteil lichter Wälder an der gesamten Waldfläche je nach Region im Mittel auf 12% bis 15% (Tabelle 67).

Xylobionte Arten

Waldreservate spielen in diesem Zusammenhang eine wichtige Rolle, obwohl die meisten Reservate in der Schweiz immer noch zu jung sind. Grundsätzlich bringt eine Zunahme der Reservatsfläche eines bestimmten (naturschutzrelevanten) Habitats standörtliche Vielfalt und ökologische Resilienz. Eine Verzehnfachung der Reservatsfläche bewirkt in der Regel ein Verdoppelung der Artenzahl (Bollmann & Müller 2012). Weitere Autoren verknüpfen die Fläche eines nicht mehr bewirtschafteten Bestandes mit seiner biologischen Vielfalt und Komplexität (Blandin 1995; Carbiener 1996; Schnitzler 1996): Je nach Grösse der nicht bewirtschafteten Waldfläche sind deshalb unterschiedliche Schutzziele realistisch (aus Carbiener 1996):

- Auf einer Fläche von **ein paar hundert Hektaren** (1–10 km^2) kann die ganze Bandbreite der Diversität der **vier grundlegenden Phasen** (Verjüngung, Wachstumsphase, Reifephase und Zerfallsphase) der Waldentwicklung erhalten werden.
- Auf einer Fläche von **ein paar tausend Hektaren** (10–100 km^2) kann dank der Vielfalt der Waldstandorte und ihrer Wechselwirkungen sowie aufgrund der unterschiedlichen Störungsphänomene die ganze typische Artenvielfalt der Flora und Fauna erhalten werden.

Als Alternative wurden basierend auf den Phasenzyklen Reservate von 50 ha im Flachland und 100 ha in Gebirge hergeleitet (Albrecht 1991). Aus Sicht der Erhaltung der Biodiversität lassen sich diese Flächen aber nicht bestätigen. Für sehr mobile Arten mit grossen Raumansprüchen sind solche Flächen viel zu klein und für Arthropoden können schon 3 ha bis 5 ha eine Population langfristig erhalten (Müller 2005a).

Baumarten

Die Baumartenvielfalt stellt selbstverständlich eine sehr wichtige Komponente der Waldbiodiversität dar. Viele einheimische Nebenbestandesbaumarten (z.B. Wildbirne, Speierling, Elsbeere, Eibe, Flatterulme, Spitzahorn, Linde, Nussbaum, Kirschbaum) wurden mit der vor 50-150 Jahren vollzogenen

[12] www.nationalpark-bayerischer-wald.de

Umstellung auf die Hochwaldbewirtschaftung stark zurück gedrängt. Die Förderung seltener Baumarten (Projekt SEBA[13]) ist kaum an bestimmte Flächengrössen gebunden. Es wurden daher nur Massnahmenregionen bestimmt, um die Förderung geographisch zu begrenzen, aber keine Flächengrösse festgelegt.

Artenförderungsprogramme
Bestimmte prioritäre Arten wie zum Beispiel der Mittelspecht und das Auerhuhn werden im Rahmen von Aktionsplänen gefördert. Für die Erhaltung einer Mittelspechtpopulation (5–10 Brutpaare) wurde eine Mindestgrösse von 50 ha bis 100 ha bestimmt, welche 10 bis 30 alte Eichen pro ha aufweisen sollten (Pasinelli et al. 2008). Für das Auerhuhn wurde die Fläche der potenziellen Lebensräume für drei verschiedenen Regionen bestimmt: Jura: 45‘000 ha; Region zentraler Alpennordrand: 28‘000 ha; Region Östlicher Alpennordrand: 32‘000 ha. Solche Arten können auch als Schirmart gelten, weil viele weitere Arten von den Förderungsmassnahmen für diese prioritäre Arten profitieren (Mollet et al. 2008).

Botschaft	
	• Viele Arten, die auf biologisch alte Entwicklungsphasen angewiesen sind, sowie Arten, die lichte und locker aufgebaute Wälder bevorzugen, können kaum in bewirtschafteten Hochwäldern erhalten werden. Spezifische Massnahmen wie Artenförderprogramme oder die Ausscheidung von Waldreservaten sind notwendig.

Populationsgenetik

Hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels ist die Erhaltung der genetischen Ressourcen von Bäumen im Wald ein internationales Anliegen (Koskela et al. 2007; Scheidegger et al. 2010). Koskela et al. (2007) empfehlen Massnahmen für seltene Baumarten mit begrenzten Ausbreitungs-Potenzial, welche in fragmentierten Beständen vorkommen. Baumarten an extremen Standorten (z.B. sehr trockene Standorte) verdienen besondere Aufmerksamkeit. Im Allgemeinen sollte ein **Reservat für die in situ Erhaltung von genetischen Vielfalt einer Baumart 100 ha** gross sein (Koskela et al. 2007).

Die Schweiz zählt 256 Objekte für 30 Baumarten auf einer Gesamtfläche von 1681 ha. Davon gelten 5 Objekte als sogenannte “Gene Conservation Units” für die Hauptbaumarten Tanne, Fichte und Traubeneiche. Ausserdem wurden 30 weitere “Gene Conservation Units” für seltene, zerstreut vorkommende Baumarten vorgeschlagen (http://www.euforgen.org/countries/switzerland.html).

Eine ex situ Erhaltung wurde in Zusammenarbeit zwischen der ETH Zürich und dem Kanton Bern eingerichtet. Auf einer Fläche von 4.8 ha werden über 800 Klone von seltenen Baumarten *angebaut* (*Ulmus laevis, Populus nigra, Malus sylvestris oder Pyrus pyraster*)[14].

Botschaft	
	• Die Erhaltung der genetischen Ressourcen von Bäumen im Wald ist ein internationales Anliegen. Für die in situ Erhaltung der genetischen Vielfalt einer Baumart werden Mindestgrössen der Reservate von **100 ha** empfohlen.

Ökosystemleistungen

Der Wald liefert viele wichtige Ökosystemleistungen aller vier Klassen gemäss Millennium Ecosystem Assessment (2003) (nach Moser & Zimmermann 2011):

- Versorgungsleistungen: z.B. Holzproduktion oder Biodiversität
- Regulierende Leistungen: z.B. Schutzfunktion vor Überschwemmungen und Lawinen (Schutz vor Naturgefahren)
- Kulturelle Leistungen: z.B. Erholungsfunktion
- Grundlegende Leistungen: z.B. Nährstoffkreislauf des Waldes.

Das Landesforstinventar (LFI) erhebt 10 verschiedene Waldfunktionen und weist jeder Stichprobe des LFI eine Vorrangfunktion[15] zu (Tabelle 64). Mit 37.5% wird die Vorrangfunktion „Holzproduktion“ am

[13] www.seba.ethz.ch
[14] http://www.euforgen.org/countries/switzerland.html

häufigsten zugeteilt, gefolgt von der Funktion „Schutz vor Naturgefahren" auf über 36% der Waldfläche. Diese beiden Funktionen decken fast 75% der gesamten Waldfläche der Schweiz ab. 8.5% der Waldfläche der Schweiz hat gemäss LFI keine Vorrangfunktion. Ausserdem muss beachtet werden, dass die Vorrangfunktion „Trinkwasserschutz" – mit weniger als 1% der Waldfläche –wahrscheinlich von anderen Waldfunktionen auf der gleichen Fläche überlagert wird. Schweizweit liegen nämlich 16% der Waldflächen im Einzugsgebiet einer Quellfassung und 8% befinden sich innerhalb der Grundwasser-Schutzzonen der Kantone (Duc & Brändli 2010).

Tabelle 64: Vorrangfunktionen des Schweizer Waldes nach dem LFI 3 (geändert nach www.lfi.ch).

Vorrangfunktion	**Anteil Waldfläche**	
	%	±
Holzproduktion	37.5	0.5
Schutz vor Naturgefahren	36.2	0.4
keine Vorrangfunktion	8.5	0.3
Naturschutz	7.2	0.3
landwirtschaftliche Nutzung	3.4	0.2
Landschaftsschutz	2.8	0.2
Erholung	2.5	0.2
Trinkwasserschutz	0.8	0.1
Wildschutz	0.8	0.1
Militär	0.2	0.1
Total	100	0.5

In der Zukunft werden die meisten Waldressourcen noch stärker nachgefragt oder beansprucht werden, was zu Nutzungskonflikte führen wird (Röösli 2008). Mit steigenden Bevölkerungszahlen nimmt sowohl die Erholungsnutzung als auch der Trinkwasserbedarf zu. Ebenso steigt der Bedarf an erneuerbarer Energie (Waldenergieholz) und gleichzeitig besteht aus Sicht der Treibhausgasproblematik der Wunsch nach einer höheren CO_2-Bindung. Daraus ergeben sich verstärkt mögliche Nutzungskonflikte innerhalb des Waldes und zwischen dem Wald und anderen Raumnutzungen (Röösli 2008).

Botschaft

- Über 90% der Schweizer Waldfläche hat eine Vorrangfunktion. Dabei nimmt die „Holzproduktion" den grössten Waldanteil ein, gefolgt von der Funktion „Schutz vor Naturgefahren".
- Mögliche Nutzungskonflikte werden sich in Zukunft verstärken.

ExpertInnenumfrage

42 ExpertInnen bearbeiteten den Fragebogen zum Lebensraum Wald. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihren Einschätzungen. Die Mehrheit der ExpertInnen schätzt die Qualität der Schweizer Wälder als genügend bis gut ein. Dies gilt für alle biogeographischen Regionen der Schweiz ausser für das Mittelland, wo 60.5% der ExpertInnen die Waldqualität als „schlecht" oder „eher schlecht" einschätzen. Ein Drittel der ExpertInnen stufen die Qualität der Wälder in der ganzen Schweiz als ungenügend ein (Tabelle 65).

Tabelle 65: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität der Wälder bezüglich der Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemleistungen als „schlecht" oder „eher schlecht" einstufen (n = Anzahl Antworten).

Gesamter Wald	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n
Schweiz	33.3	39
Jura	15.2	31
Mittelland	60.5	37
Alpennordflanke	21.6	36
Westl. Zentralalpen	11.8	31
Östl. Zentralalpen	8.8	31
Alpensüdflanke	14.3	31

[15] Art der wichtigsten, für die Bewirtschaftung massgebenden speziellen Waldfunktion gemäss Planungsgrundlagen (WEP, BP, andere) oder gutachtlicher Einschätzung durch den Forstdienst (Förster).

Über 90% der ExpertInnen schätzen den Anteil der „Wälder mit gesamtem Lebenszyklus" (Tabelle 66) und den Anteil der „lichten Wälder" (Tabelle 67) an der Waldfläche als „zu gering oder „eher gering" ein. Dasselbe gild für den Anteil von „qualitativ guten Waldrändern" an der gesamten Waldrandlänge (Tabelle 68) und die„Anzahl von Altholzinseln pro Quadratkilometer" (Tabelle 69).

Der vorgeschlagene mittlere Soll-Anteil für Wälder, die ihren gesamten Lebenszyklus durchlaufen können, liegt zwischen 18% und 26% (Tabelle 66) und für lichte Wälder zwischen 12% und 15% (Tabelle 67). Keinen Einfluss auf diesen mittleren Soll-Anteil hat die Soll-Anzahl von Altholzinseln (ca. 5 Altholzinseln/km^2, Tabelle 69), da es dieser nur im Wirtschaftswald bedarf.

Tabelle 66: Anteil der ExpertInnen [%], die den aktuellen Anteil der Waldfläche, auf der der Wald all seine Entwicklungsphasen durchlaufen kann, als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren der von den ExpertInnen im Mittel als notwendig erachtete Soll-Anteil solcher Wälder an der gesamt Waldfläche (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes). n = Anzahl Antworten.

Anteil von Wäldern mit gesamtem Lebenszyklus an der Waldfläche	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlerer Soll-Anteil [%]	n
Schweiz	91.2	20.4 (±2.9)	32
Jura	96.3	23.0 (±3.8)	26
Mittelland	100.0	18.2 (±2.9)	28
Alpennordflanke	81.5	21.6 (±2.8)	26
Westl. Zentralalpen	68.0	24.2 (±3.3)	25
Östl. Zentralalpen	60.0	24.2 (±3.3)	25
Alpensüdflanke	40.0	26.3 (±3.6)	25

Tabelle 67: Anteil der ExpertInnen [%], die den aktuellen Anteil der lichten Wälder als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren der von den ExpertInnen im Mittel als notwendig erachtete Soll-Anteil von lichten Wäldern an der gesamten Waldfläche (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes). n = Anzahl Antworten.

Anteil lichter Wälder an der Waldfläche	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlerer Soll-Anteil [%]	n
Schweiz	91.4	13.2 (±1.1)	34
Jura	70.4	15.2 (±1.3)	25
Mittelland	100.0	12.1 (±1.0)	27
Alpennordflanke	80.8	12.9 (±1.1)	25
Westl. Zentralalpen	59.1	13.0 (±1.1)	23
Östl. Zentralalpen	68.2	12.6 (±1.1)	22
Alpensüdflanke	81.8	14.6 (±1.4)	21

Tabelle 68: Anteil der ExpertInnen [%], die den aktuellen Anteil der qualitativ guten Waldränder als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren der von den ExpertInnen im Mittel als notwendig erachtete Soll-Anteil qualitativ guter Waldränder an der gesamten Waldrandlänge (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes). n = Anzahl Antworten.

Anteil qualitativ guter Waldränder	Aktueller Anteil "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlerer Soll-Anteil [%]	n
Schweiz	90.9	39.6 (±4.2)	31
Jura	91.7	38.3 (±4.9)	22
Mittelland	100.0	42.7 (±5.0)	23
Alpennordflanke	83.3	39.1 (±4.7)	22
Westl. Zentralalpen	55.0	37.1 (±4.3)	20
Östl. Zentralalpen	52.4	35.6 (±4.3)	20
Alpensüdflanke	75.0	36.4 (±4.8)	18

Tabelle 69: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Anzahl von Altholzinseln pro km^2 als „zu gering" oder „eher zu gering" einstufen. Des Weiteren die von den ExpertInnen im Mittel als notwendig erachtete Soll-Anzahl von Altholzinseln pro km^2 (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes). n = Anzahl Antworten.

Altholzinseln [Anzahl pro km^2]	Aktuelle Anzahl "zu gering", "eher zu gering" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Anzahl pro km^2	n
Schweiz	91.4	5.1 (±1.2)	33
Jura	92.6	5.5 (±1.4)	26
Mittelland	96.3	5.5 (±1.5)	25
Alpennordflanke	72.0	4.9 (±1.4)	24
Westl. Zentralalpen	59.1	5.5 (±1.5)	22
Östl. Zentralalpen	56.5	5.6 (±1.6)	21
Alpensüdflanke	65.0	5.1 (±1.6)	20

Botschaft

- Die Qualität des Waldes in der Schweiz wird von der Mehrheit der ExpertInnen insgesamt als genügend bis gut eingeschätzt.
- Über 90% der ExpertInnen stufen den aktuellen Anteil der Wälder mit gesamtem Lebenszyklus, der lichten Wälder, der qualitativ guten Waldränder und die Altholzinseldichte als zu gering bis eher zu gering ein.
- Im Mittel geschätzte Sollwerte für den Wald in der Schweiz:
  - Anteil Wälder mit gesamtem Lebenszyklus: 20% der Waldfläche
  - Anteil lichter Wälder: 13% der Waldfläche
  - Anteil qualitativ guter Waldränder: 40% der Waldränder
  - Anzahl Altholzinseln pro km^2: 5 Altholzinseln/km^2

Gesamter Flächenbedarf

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass trotz des relativ guten Zustandes der Wälder, definiert durch den geringeren Anteil an Rote-Listen Arten im Vergleich zu anderen Lebensräumen, trotz den Bemühungen des naturnahen Waldbaus und trotz der Ausscheidung von Waldreservaten die heutigen Massnahmen zur Erhaltung der Waldbiodiversität nicht ausreichen.

Im Rahmen dieser Studie zeigten sich bezüglich der Erhaltung der Biodiersität im Wald zwei Hauptlücken: Wälder mit gesamtem Lebenszyklus und lichte Wälder:

- Wälder mit gesamtem Lebenszyklus brauchen einen segregativen Ansatz, d.h. solche Bestände können nicht bewirtschaftet werden, um ihre Biodiversität zu erhalten. Hinweise aus der wissenschaftlichen Literatur und den Ergebnissen der ExpertInnenbefragung ergeben dafür Grössenordnungen von **20 bis 30% der Waldfläche**.
- Lichte Wälder: Die wenigen Flächenhinweise aus der Literatur schlagen einen Flächenanteil von **5 bis 15%** für temporäre oder permanente lichte Wälder vor. Die ExpertInnen schätzen im Mittel, dass ein Anteil von lichten Wäldern von **12 bis 15%** notwendig ist, um ihre Biodiversität zu erhalten.

Angenommen dass Wälder mit gesamtem Lebenszyklus und lichte Wälder sich überlappen können – Zusammenbruchphase und Verjüngungsphase machen insgesamt 10% des Waldlebenszyklus aus (Scherzinger 1996) – , besteht ein Bedarf von **mindestens 30% der Waldfläche für die Erhaltung der Arten biologisch alter Entwicklungsphasen sowie der Arten lichter Wälder**.

Anordnung im Raum

Grundsätzlich ermöglicht der naturnahe Waldbau die Erhaltung der Biodiversität auf der ganzen Waldfläche. Der integrative, naturnahe Waldbau ist aber weniger wirksam, wenn es darum geht, die Ansprüche von Habitatsspezialisten lichter Wälder und Artengemeinschaften biologisch alter Bestände zu erfüllen (Bollmann 2011). Ausgeschiedene Naturwaldreservate sind für die Erhaltung von alt- und totholzabhängigen Arten geeignetere Objekte. Meist sind jedoch Naturwaldreservate weit voneinander entfernt. Ein funktioneller Verbund von Altholzinseln und Habitatbäumen zwischen den Waldreservaten ermöglicht daher den Austausch von xylobionten Arten und die Besiedlung von neu entstandenen Habitaten (z.B. Sturmflächen) (Bollmann & Müller 2012). Eine wirksame Vernetzung kann durch die Kombination von Naturwaldreservaten, Altholzinseln und Habitatbäumen erreicht werden. Als Grössenordnung gilt folgendes:

- 1 bis 5 Altholzinsel pro km^2werden empfohlen (ww.totholz.ch und ExpertInnenumfrage Tabelle 69) was einen Mindestflächenanteil von 1 bis 5 % darstellt.
- ungefähr 5 bis10 Habitatbäume pro Hektare (www.totholz.ch)

Damit die saproxylischen Organismen langfristig erhalten bleiben, sind zwischen den Naturwaldreservaten zusätzliche Trittsteine notwendig (englisch sog. ecological stepping stones). Diese Rolle übernehmen die Altholzinseln. Für wenig mobile Arten sind aber auch die Entfernungen zwischen Altholzinseln immer noch unüberwindbar (Beispiel Juchtenkäfer). Habitatbäume können deshalb die Rolle von Trittsteinen zwischen den Altholzinseln übernehmen (Abbildung 60). Ähnliche theoretische Konzepte sollten auch für Arten lichter Wälder entworfen werden.

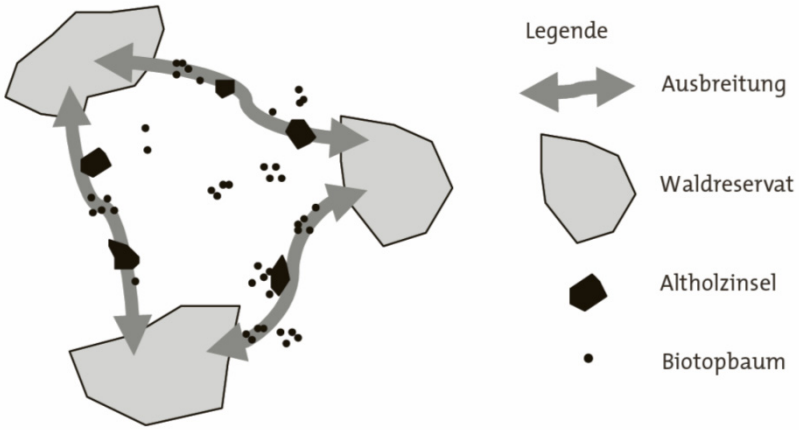


Abbildung 60: Schematische Darstellung der Vernetzung der Waldreservate durch Altholzinsel und Biotopbäume (Lachat & Bütler 2008).

4.9 Siedlungsraum mit Schwerpunkt urbaner Raum

Lebensraumporträt

Lebensraumtypen (Delarze & Gonseth 2008)
9 Bauten und Anlagen
und Kleinflächen weiterer Lebensräume,

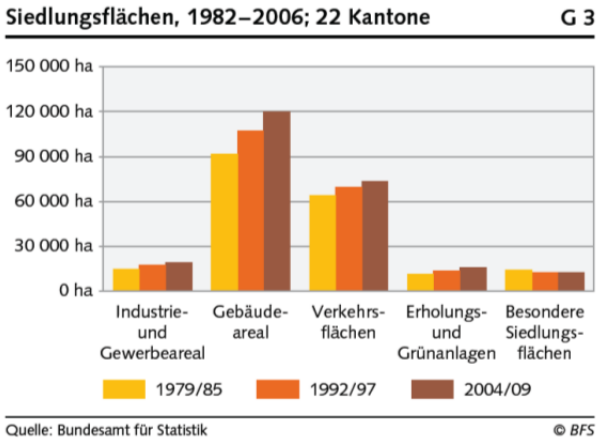
die auch in anderen Kapiteln beschrieben werden.

Ausdehnung

Tabelle 70: Ausdehnung von Flächen im Siedlungsgebiet und im städtischen Raum.

Lebensraum	Zeit	Ausdehnung	Bemerkung, Quelle
Siedlungsgebiet			
Siedlungsfläche	1979/85	216‘114 ha	(ARE 2012), für Zusammensetzung vgl. Abbildung 61, (Werte 2007 nur für Teilgebiete der Schweiz, Zwischenergebnisse Arealstatistik 2004/09)
	1992/97	243‘732 ha (7% der CH)	
	2007	266‘405 ha	
Versiegelte Fläche der Siedlungsflächen	2004/09	62%	(BFS 2010), wobei Industrie- und Gewerbeareale (88%) sowie Verkehrsflächen (85%) den höchsten Versiegelungsgrad aufweisen.
Autobahn-, Strassen-, Bahn-, Flugplatzgrün	1979/85	9‘145 ha	BFS Arealstatistik 1979/85, 1992/97:
	1992/97	10‘106 ha	
Gebäudeumschwung	1979/85	84‘603 ha	BFS Arealstatistik 1979/85, 1992/97
	1992/97	99‘055 ha	
Abbau, Deponien, Baustellen[1)]	1979/85	14‘962 ha	(Koordinationsstelle BDM 2012f), wobei unterschiedliche Entwicklung der Unterkategorien.
	1992/97	13‘793 ha	
Städtischer Raum			
Anteil von Erholungs- und Grünanlagen	1992/97	7.2%	(ARE 2009), für Zusammensetzung vgl. Abbildung 61
Erholungs- und Grünanlagen pro Kopf und Arbeitsplatz	1979/85	13.6 m^2	
	1992/97	14.6 m^2	

[1)] Bei einem Grossteil dieser Fläche handelt es sich um Ruderalflächen. Viele zusätzliche Ruderalflächen finden sich auf Randflächen von Bahnstrecken und Strassen (Bahn- und Strassengrün gemäss Arealstatistik).



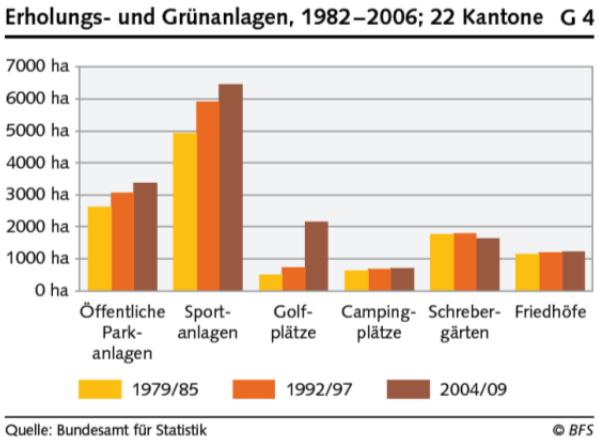


Abbildung 61: Zusammensetzung der Siedlungsflächen und ihre Veränderung zwischen 1982 und 2006 für 22 Kantone der Schweiz. Je nach Region und Siedlungstyp (Kernstädte, Agglomerationsgemeinden, ländlicher Raum) variiert die Zusammensetzung (BFS 2011).

Zustand

Arten: Eine Übersicht über den Zustand und Entwicklung der Biodiversität im Siedlungsraum der Schweiz geben Lambelet-Haueter et al. (2010). 62 der National Prioritären Arten kommen auch im Lebensraumbereich „Bauten und Anlagen" gemäss Delarze & Gonseth (2008) vor (BAFU 2011b).

Zwischen 2002/06 und 2007/11 wurde für die Artenzahl von Gefässpflanzen und Moose im Siedlungsraum keine signifikante Veränderung, für Mollusken aber eine Zunahme festgestellt (Koordinationsstelle BDM 2012b). Die Bestände von typischen Vögeln des Siedlungsgebiets zeigen seit den 1990er Jahren einen leicht negativen Trend (Keller et al. 2012b). Die Verdichtung und der Verlust von Grünflächen innerhalb des Siedlungsgebietes sowie auch neue Bauweisen von Gebäuden scheinen zu einem Rückgang geeigneter Lebensräume im Siedlungsbereich z.B. für Vögel geführt zu haben (Weggler 2010). Diese und weiter Faktoren sind auch für den Rückgang von Populationen gewisser Fledermausarten seit den 60er Jahren verantwortlich (Lambelet-Haueter et al. 2010).

Qualität des Lebensraumes: Diverse Nutzungen führten dazu, dass sich in der Schweiz keine völlig unbelasteten **Böden** mehr finden, wobei die Böden von Siedlungsflächen (Gärten und Grünanlagen) zu den am stärksten belasteten gehören.
Die **Luft**belastungen durch 9 von 12 Luftschadstoffen liegen heute in der ganzen Schweiz unter den Immissionsgrenzwerten. Die festgelegten Grenzwerte für Stickstoffdioxid, bodennahes Ozon und Feinstaub werden aber teilweise weiterhin massiv überschritten.

Rund 1.3 Millionen Menschen sind tagsdurch und rund 955'000 in der Nacht von übermässigem **Lärm** betroffen (BAFU & BFS (Hrsg.) 2011).
Von den **Fliessgewässern** im Siedlungsgebiet sind 2'845 km bzw. 81% in einem ökomorphologisch schlechten Zustand und 7'145 Hindernisse behindern ihre Durchgängigkeit (Zeh Weissmann et al. 2009). Die Qualität von Grünflächen in Stadtgebieten wird bezüglich Biodiversität und Ökosystemleistungen von 71% (n=21) der befragten ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage).

Lebensraumdynamik

Fragmentierung von Lebensräumen

Die Siedlungsfläche dehnt sich in der Schweiz seit Jahren aus (Tabelle 70). Dies führt zu einem Verlust von Lebensräumen und zu einer zunehmenden Fragmentierung mit weiteren direkten und indirekten negativen Auswirkungen auf die Biodiversität (Di Giulio et al. 2010; Lambelet-Haueter et al. 2010; EEA & FOEN 2011). Die Verschlechterung der Habitatsqualität wirkt sich zusammen mit häufig erhöhten Mortalitätsraten und mit der Barrierewirkung von grossen Anlagen auch auf der Populationsebene von Organismen aus (Abbildung 62). So nehmen gemäss dem Review von Benitez-Lopez et al. (2010) die Dichten von Säugetier- und Vogelpopulationen mit zunehmender Nähe zu Infrastrukturanlagen generell ab. Dabei reagieren die Populationen verschiedener Arten unterschiedlich stark. Ein Effekt ist je nach Organismen bis zu unterschiedlichen Distanzen von Anlagen weg (teilweise mehrere hundert Meter) feststellbar.

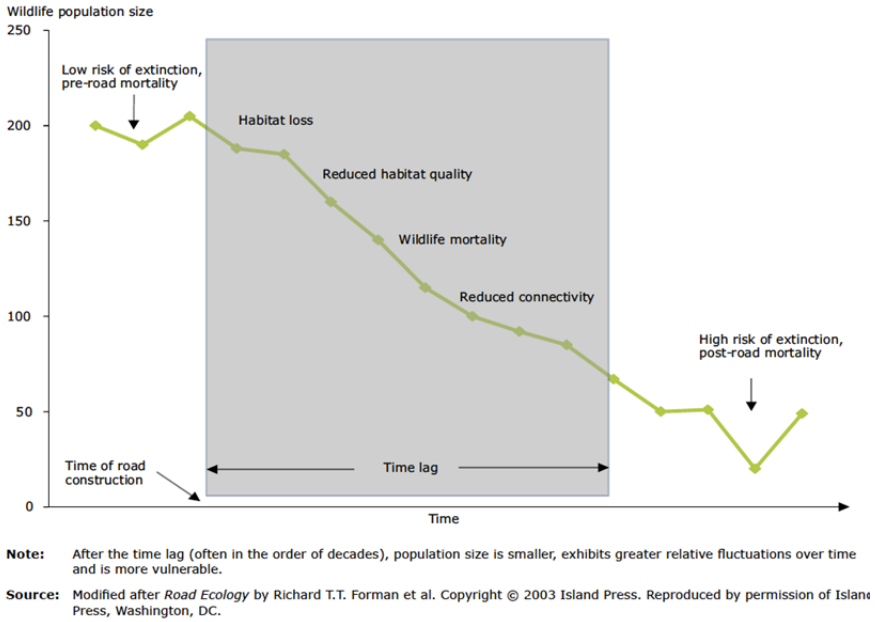


Abbildung 62: Ökologische Auswirkungen von Strassen auf Tierpopulationen und zeitlich verzögert eintretende kumulative Effekte (EEA & FOEN 2011).

Bodenversiegelung

Innerhalb bestehender Siedlungsräume findet zudem eine bauliche Verdichtung statt (BFS 2010), sodass 2004 ca. 62% der Siedlungsfläche versiegelt waren (Tabelle 70). Versiegelung führt zu einem weitgehenden Verlust der Funktionen des Bodens (Roth et al. 2010), verändert den Wasserhaushalt und das Lokalklima. Dies wirkt sich innerhalb wie auch ausserhalb des Siedlungsgebietes negativ auf viele Ökosystemleistungen (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen) und auf die Biodiversität aus.

Im Projekt BiodiverCity in Schweizer Städten wurden negative Auswirkungen der Versiegelung und Verdichtung auf viele Arthropodengruppen in Radien bis zu 100m und für Vögel bis zu 500m nachgewiesen (Sattler et al. 2010c). Oberhalb eines **Gebäudeanteils oder Versiegelungsgrad von mehr als 25-40%** wirkte sich eine weitere Versiegelung stark negativ für mehrere Arthropodengruppen aus (Tabelle 71).

Aufgrund der zunehmenden Ausdehnung der Siedlungsfläche, der teilweise negativen Auswirkungen sowie der hohen Nachfrage nach Ökosystemleistungen innerhalb des Siedlungsraumes, wird es immer dringender, Flächen zur Erhaltung der Biodiversität und für bestimmte Ökosystemleistungen in die Siedlungsplanung einzubeziehen (Grêt-Regamey et al. 2008; Gordon et al. 2009; Bekessy et al. 2012). Methoden und Entscheidungshilfen stehen zur Verfügung.

Menschliche Aktivitäten

Die Nutzung von Teilgebieten durch den Menschen innerhalb von Siedlungen variiert sowohl räumlich als auch zeitlich stark. Gebiete mit starker Nutzung während des Tages können in der Nacht ruhig sein und werden dadurch für gewisse Tiere verfügbar (Obrist et al. 2012).

Bautätigkeiten produzieren einerseits nur kurzfristig vorhandene Elemente (z.B. Ruderalflächen), führen andererseits aber auch zu lang bestehenden Strukturen.

Unterhaltsarbeiten in Grünanlagen oder Aktivitäten in Haus- und Schrebergärten erfolgen relativ häufig, führen zu schnellen Veränderung, halten gewisse Lebensräume und Habitate aber auch über lange Zeit im selben Zustand.

Diese hohe zeitliche und räumliche Heterogenität ist in Städten besonders ausgeprägt (Sattler et al. 2010b) und führt, wie auch der in vielen Fällen zunehmende Anteile naturnaher Elemente vom Stadtzentrum zum Stadtrand, zu Gradienten bei den Artenzahlen und Abundanzen (Clergeau et al. 2006; Obrist et al. 2012). So ist z.B. die Artenvielfalt in Stadtzentren häufig geringer als im ländlichen Umland, in den Randgebieten der Städte aber tendenziell höher (Crooks 2004; McKinney 2008).

Stadtklima

Das lokale Klima in einer Stadt unterscheidet sich deutlich vom Umland. Versiegelte Flächen absorbieren mehr Wärme und verändern den Wasserhaushalt (geringere Verdunstung und Versickerung). Die Baukörper verändern die Durchlüftungssituation, speichern und produzieren Wärme. Der im Vergleich zum Umland geringere Deckungsgrad der Vegetation führt zu einer geringeren Transpiration und Beschattung. Dadurch sind u.a. die Temperaturen im Stadtinnern höher als im Umland (Wärmeinseleffekt) und in der Nacht ist die Abkühlung geringer (Lambelet-Haueter et al. 2010; Götz et al. 2012). Kolokotroni & Giridharan (2008) untersuchten den Einfluss verschiedener Variablen auf Temperaturveränderungen während Tag und Nacht in London. In den Modellen war die Albedo jeweils die wichtigste und der Anteil von Grünflächen die drittwichtigste Variable (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen).

Lichtemissionen in der Nacht

Seit 1996 gibt es im Mittelland keinen km^2 mehr mit absoluter Nachtdunkelheit (Roth et al. 2010). Künstliche Lichtemissionen in der Nacht beeinträchtigen die Lebensräume nachtaktiver Tiere, führen für gewisse Organismen zu einer verringerten Durchgängigkeit von Gebieten (vgl. Unterkapitel Artspezifische Prozesse) und können zu einer erhöhten Mortalität von Organismen führen (Rich & Longcore 2006; Hotz & Bontadina 2007; Gaston et al. 2012). Zu viel Licht in der Nacht stört zudem das Wohlbefinden von Menschen, kann sich negativ auf die Gesundheit auswirken (Pauley 2004; Navara & Nelson 2007) und Ökosystemleistungen verringern (Hölker et al. 2010).

Botschaft

- Die Fragmentierung von Lebensräumen verringert die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen.
- Die Verdichtung und zunehmende Versiegelung des Bodens beeinflussen die Biodiversität und die Ökosystemleistungen im Siedlungsraum in den meisten Fällen negativ.
- Eine verstärkte Berücksichtigung von Ökosystemleistungen und der Biodiversität in der Siedlungsplanung ermöglicht eine nachhaltige Siedlungsentwicklung
- In Siedlungsgebieten besteht eine hohe räumlich-zeitliche Heterogenität der menschlichen Nutzung wie auch der Lebensräume. Teilgebiete sind für Organismen dadurch nur zeitlich beschränkt nutzbar.
- Städte weisen im Vergleich zum Umland ein eigenes wärmeres Lokalklima auf.
- Künstliche Lichtemissionen in der Nacht beeinträchtigen die Lebensräume von nachtaktiven Organismen und können sich negativ auf das Wohlergehen von Menschen auswirken.

Artspezifische Prozesse

Konnektivität und Durchgängigkeit

Lebensräume sind im Siedlungsgebiet stark fragmentiert. Gemäss dem Review von Di Giulio et al. (2009) scheint der Flächen-Verlust von naturnahen Lebensräumen in dicht besiedelten Gebieten einen stärkeren Einfluss auf die Biodiversität zu haben als die Fragmentierung dieser Flächen. Die verschiedenen städtischen Lebensgemeinschaften (vgl. Unterkapitel Arten und untenstehend) zeigen, das neben dem Verlust von Lebensräumen auch die Durchgängigkeit ein prägender Einflussfaktor ist.

Je nach Mobilität, Aktionsradien und anderen Eigenschaften von Organismen bestehen andere Ansprüche an die Konnektivität von Lebensräumen. Des Weiteren weisen Arten, mit guten Ausbreitungsfähigkeiten oder grossen Aktionsradien in ihren Lebensräumen, nicht unbedingt auch gute Ausbreitungsfähigkeiten in der Landschafts-/Siedlungsmatrix auf (Fahrig 2001).

Braaker et al. (2012a) zeigen, dass das Bewegungsverhalten von Igeln sowohl von der Qualität genutzter Flächen als auch von ihrer Konnektivität beeinflusst wird. Das Vorkommen mobiler Arthropoden-Arten auf Ruderalflächen wird stärker von der Standortsqualität als von der Flächen-Konnektivität beeinflusst. Hingegen scheinen für Arthropoden-Gemeinschaften begrünter Flachdächer Konnektivitätsfaktoren generell einen grösseren Effekt als Standortsfaktoren zu spielen. Sie schliessen aus diesen Resultaten, dass begrünte Dächer ein hohes Potenzial als Trittsteine im urbanen Raum haben. Vergnes et al. (2012) zeigen, dass sich Korridore mit Gehölzen positiv auf Abundanzen und Artenzahlen von Arthropoden in Gärten auswirken.

Unabhängig vom Habitat benötigen auch mobile Arthropoden wie z.B. Wildbienen, die für ihr Leben notwendigen Ressourcen (z.B. Blütenreiche Baumscheiben, Überwinterungshabitate, begrünte Dächer)

in der Nähe (Braaker 2012). Denn ein Grossteil der Individuen einer Wildbienen-Population fliegt für die Nahrungssuche nicht weiter als 100-300 m, wenn auch wenige Individuen fähig sind dafür über 1km zurückzulegen (Zurbuchen et al. 2010).

Verkehrsrandflächen weisen bei geeignetem Unterhalt nicht nur ein hohes Potenzial für gewisse Lebensräume auf, sondern sie scheinen sich aufgrund des dichten Verkehrsnetzes auch für den Verbund gewisser Lebensraumtypen zu eignen. So stellten Snep et al. (2009) in ihrer Studie fest, dass Schmetterlinge Grünflächen an Strassenrändern oder andere gut vernetzte Flächen eher besuchten als aufgrund der Distanz und/oder Barrieren isolierte Flächen. So scheinen Baumreihen negative Effekte der Urbanisierung bzw. des verdichteten Bauens auf Fledermäuse auf verschiedenen Skalen zu mindern (Hale et al. 2012) und Strassen mit Bäumen dienen vermutlich als Korridore für Vögel (Fernández-Juricic 2000). Munshi-South (2012) untersuchte mit landschaftsgenetischen Methoden den Genfluss zwischen verschiedenen Mauspopulationen (*Peromyscus leucopus*) in New York City. Modelle, die den Deckungsgrad von Bäumen berücksichtigten, erklärten die Variation im Genflusses zwischen Populationen signifikant besser als Modelle, die nur auf der effektiven Distanz basierten. Sie stellten fest, dass der Genfluss vermutlich vorwiegend entlang von Gebieten erfolgte, in denen Baumkronen einen Deckungsrad von ca. 70-90% (Friedhöfe, Strassen mit Bäumen, Wohngebiete) aufwiesen.

Der Bedarf an Einzelbäumen und anderen Kleinflächen zur Erhaltung der Biodiversität in Stadtgebieten der Schweiz wurde von Biodiversitäts-ExpertInnen geschätzt (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage, Tabelle 74).

Für die Durchgängigkeit sind nicht nur das Vorhandensein bestimmter Flächen und die Abwesenheit von Barrieren wichtig. Die Nutzbarkeit von potenziellen Korridoren wird auch durch das Ausmass der Störungen beeinflusst (Licht, Lärm, Nutzung durch Menschen und Haustiere,..., vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik). So sind zwar alle Fledermausarten der Schweiz in der Lage zwischen Quartier und Jagdlebensraum 2 km zurückzulegen (pers. Mitteilung Hubert Krättli), sie sind jedoch auf dunkle Flugkorridore und Leitstrukturen angewiesen (Stone et al. 2009). Fehlen diese, z.B. aufgrund der Strassenbeleuchtung, sind Fledermäuse gezwungen längere Routen zu fliegen oder sie nutzen potenziell gute und nahe Jagdlebensräume nicht (z.B. Grünanlage mit einer hohen Abundanz von Insekten) in der Nähe werden gar nicht genutzt (vgl. obenstehend Lichtemissionen). Kürzere Flugstrecken zu den Jagdgebieten führen andererseits dazu, dass Fledermäuse ihre Quartiere früher verlassen und dadurch länger jagen können (Bontadina et al. 2004; Reiter et al. 2008). Dies sollte sich positiv auf ihre Fitness auswirken.

Veränderung der Artengemeinschaft

Die Artengemeinschaften und das Vorkommen von Organismen werden auch in flächenmässig konstanten Grünflächen stark von menschlichen Aktivitäten (Unterhalt, Freizeitnutzung, Bautätigkeit,…) und der natürlichen Sukzession beeinflusst.

In einem Park in New York gingen innerhalb von 47 Jahren 25.5% der einheimischen Arten verloren und die Anzahl von nicht einheimischen Arten nahm um 39.7% zu (DeCandido 2004). In einem 3 ha grossen Park in Basel konnten bei einer wiederholten Vegetationsaufnahme nach 8 Jahren 45 Pflanzenarten nicht mehr festgestellt werden, was teilweise mit der fortgeschrittenen Vegetationsentwicklung, aber auch mit der Nivellierung von Standortunterschieden durch eine neue Gartengestaltung erklärt wird (Rusterholz 2003).

Ausbreitung und Ansiedlung von Neobiota

Der Strassen- und Bahnverkehr begünstigt die Einwanderung und Ausbreitung von Neobiota entlang von Strassen und Bahnlinien (Ciardo & Delarze 2003; Di Giulio et al. 2010; Bornand & Ciardo 2011) (vgl. obenstehend Durchgängigkeit). Ebenso tragen andere menschliche Aktivitäten zur Ausbreitung auch von wenig mobilen Arten bei (Germann et al. 2008).

Stadtgebiete bieten aufgrund ihres Wärmeinseleffektes wärmeliebenden Arten günstigere Ansiedlungsmöglichkeiten als das Umland. Sie weisen u.a. deshalb im Vergleich zur Umgebung einen höheren Anteil Neophyten auf (Nobis et al. 2009; Sattler et al. 2010c) (Abbildung 63).

Sattler et al. (2010c) stellten in den Städten Lugano, Luzern und Zürich fest, dass viele Neophyten, insbesondere Arten der Schwarzen Liste (CPS-SKEW 2009), mit zunehmender Versiegelung relativ zu den einheimischen Arten häufiger werden. Gemäss Modellierungen wird die Artenvielfalt von Neophy-

ten in urbanen Gebieten mehr zunehmen als in ländlichen (Abbildung 63). Generell kann die Zunahme der Artenvielfalt von Neophyten in der Schweiz hauptsächlich durch den Temperaturanstieg erklärt werden (Nobis et al. 2009).

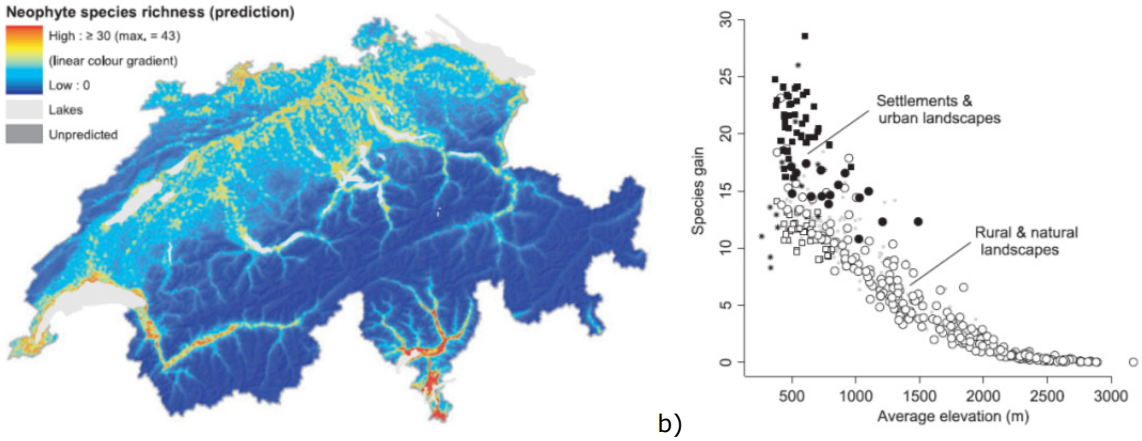


Abbildung 63: Modellierte, (a) heutige Vielfalt der Neophyten in der Schweiz und (b) Zunahme bis 2050 bei starker Urbanisierung und Klimawandel (Nobis et al. 2009).

Botschaft

- Lebensräume in städtischen Gebieten sind tendenziell kleinräumig und isoliert.
- Ein dichtes Netz von grossen und kleinen unversiegelten Flächen mit Vegetation sowie lineare Elementen wie Baumreihen und Rabatten (Korridore) wirken sich positiv auf Artenzahlen und Abundanzen auf Einzelflächen aus.
- Viele Gebiete sind für mobile Organismen durchgängig, wenn sie zumindest temporär (z.B. Nacht) störungsfrei oder störungsarm sind (Licht, Lärm, menschliche Aktivitäten).
- Die Artengemeinschaften städtischer Lebensräume verändern sich tendenziell schnell.
- Die Verhältnisse in Stadtgebieten begünstigen die Ansiedlung von Neobiota.
- Städte weisen einen höheren Anteil Neobiota auf als das Umland und fungieren vermutlich als ihre Ausbreitungszentren.

Arten und Lebensräume

Im Siedlungsraum findet sich eine grosse Anzahl verschiedener, meist kleiner und kleinräumig abwechselnder Lebensräume. Diese hohe Heterogenität ermöglicht eine hohe Artenvielfalt auf kleinem Raum (Obrist et al. 2012). Je nach Artengruppe finden sich dadurch im Siedlungsraum höhere Artenzahlen als im Wald oder Landwirtschaftsgebiet (Koordinationsstelle BDM 2009a).

Verschiedene Artengruppen reagieren allerdings unterschiedlich auf die Urbanisierung. Insbesondere Habitatsspezialisten, Arten mit einem hohen Flächenbedarf und Arten, die auf komplexe Vegetationsstrukturen angewiesen sind, reagieren tendenziell mit Verlusten auf die Verstädterung (Davies et al. 2011). Habitats-Generalisten, Arten mit kleinem Flächenbedarf, mobile Arten und Neobiota hingegen profitieren und weisen teilweise sogar höhere Dichten als ausserhalb des Siedlungsraumes auf (Gloor 2002 und obenstehend Ausbreitung von Neophyten). Das kann zu einer Homogenisierung der Artengemeinschaften führten (Clergeau et al. 2006; McKinney 2006).

Hauptsächlich in der Stadt leben nur wenige Arten (Obrist et al. 2012). Sattler et al. (2010c) stellten von 497 Arten in drei Schweizer Städten immerhin 13% fest, die nur in Städten vorkommen. So weist das Siedlungsgebiet für gewisse Artengruppen (z.B. Fledermäuse und Gebäudebrüter bei Vögeln) und Lebensräume eine besondere Verantwortung auf (vgl. untenstehend).

Grünflächen und Heterogenität

Davies et al. (2011) erwähnen mehrere Studien, die eine Zunahme der Artenzahl mit zunehmender Grösse von Grünanlagen in Städten belegen. In Städten der Schweiz wurden im Projekt BiodiverCity Zusammenhänge zwischen Grünflächenanteilen, ihrer Heterogenität und Biodiversitätsindices auf verschiedenen räumlichen Skalen untersucht. Generell waren der **Anteil und die Anordnung von Grünflächen im Umkreis von ca. 250-1000 m** entscheidend für die Artengemeinschaft mobiler Organismen, während die Artenzahlen wenig mobiler Arten v.a. durch Umgebungseinflüsse im **Umkreis von bis zu 50 m** beeinflusst waren (Gloor et al. 2010).

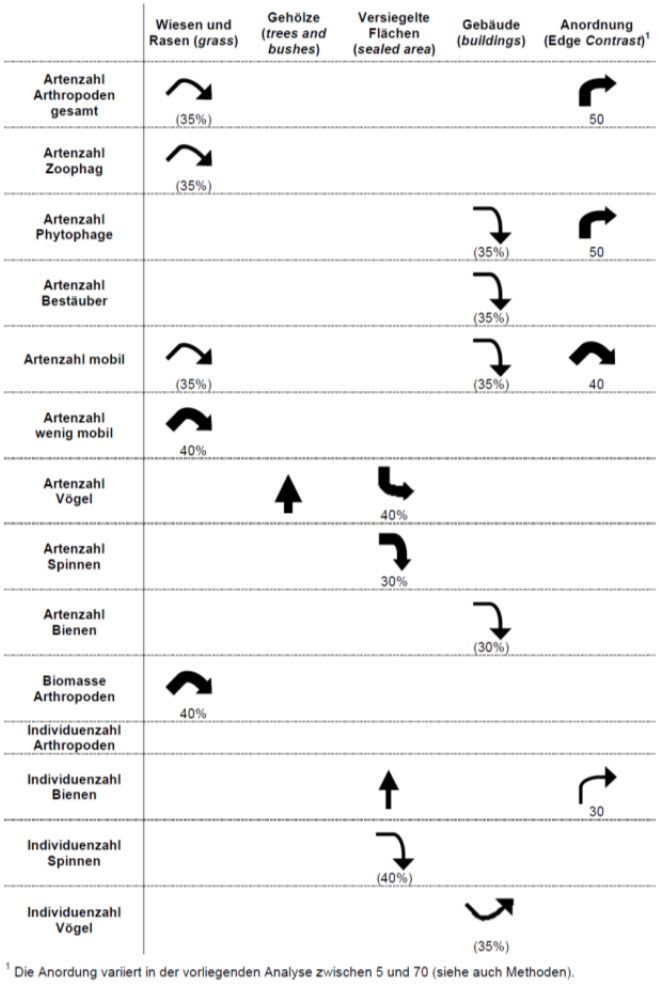
Obwohl Vögel sehr mobil sind, wird ihre Artenzahl deutlich durch Einflussfaktoren im näheren Umkreis beeinflusst. So wirkte eine höhere Anzahl Bäume mit Ausnahme gewisser Arten für verschiedene Skalen generell positiv auf die Artenzahl (Sattler et al. 2010a). Dies wird durch Sandström et al. (2006) bestätigt. In Umkreisen von 50-250m fand sich zudem ein positiver Zusammenhang zwischen der Artenzahl von Vögeln und der Grünfläche, wenn ihr Anteil mehr als 35-45% betrug (Sattler et al. 2010c). Und für die Anzahl Bienenarten war ein Grünflächenanteil von 50% innerhalb von 250 und 500m Radien optimal (Sattler et al. 2010a).

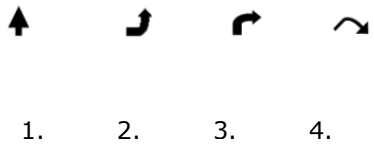
Die Artenvielfalt von Arthropoden ist ansonsten vor allem von den Strukturen und der Habitatsqualität im näheren Umkreis (< 50m) beeinflusst (Tabelle 71). So wirkt sich eine Zunahme der Wiesen und Rasen auf dieser Skala bis zu einem Anteil von 35-40% (Optimum) tendenziell positiv auf Arthropoden aus. Darüber sinkt die Artenzahl wieder, weil vermutlich andere Habitate fehlen. Allerdings wirken zunehmende Flächen von artenarmen Rasen und kurzhalmigen Wiesen (vier oder mehr Schnitte pro Jahr) mit wenigen Ausnahmen nicht fördernd. Es sind die aufwachsenden Wiesen (1-3 Schnitte pro Jahr), die eine Zunahme der Artenzahl der meisten Arthropodengruppen verursachen.

Zusammenfassend wirken sich folgende Faktoren fördernd auf die Artenzahlen von Arthropoden und Vögeln in Grünflächen (Sattler et al. 2010b; Fontana et al. 2011) aus:

- zunehmendes Alter von Grünflächen
- Heterogenität der Grünflächen und zunehmende Vegetationsstruktur
- Anteil Gehölze, ausgewogener Anteil Laub- und Nadelgehölze (für Vogelarten)
- Grünanteil der Anlagen
- Weniger häufiger Unterhalt (Wiesen nur 1-3 Mal pro Jahr mähen)
- Geringerer Versiegelungsgrad
- Abnehmende Isoliertheit (Penone et al. 2012)

Tabelle 71: Einfluss des Anteils von „Strukturen der Grünflächen" in einem **Radius von 50m** auf verschiedene Biodiversitäts-Indices. Die %-Zahl gibt die verschiedenen Schwellenwerte an (Sattler et al. 2010c).





1. Positiver Zusammenhang
2. Schwellenwert mit anschliessend positivem Zusammenhang
3. Positiver Zusammenhang bis zu Schwellenwert
4. Optimumskurve

Bäume
Bäume spielen im Siedlungsgebiet sowohl für die Biodiversität als auch für den Menschen eine enorm wichtige Rolle (vgl. auch Unterkapitel Ökosystemleistungen). Insbesondere in städtischen Gebieten sind die Wachstumsbedingungen aber häufig schwierig (Versiegelung, Verdichtetes Bauen, Luftqualität, Trockenheit, Wintersalz,...). Damit die Bäume einerseits mit diesen Standortverhältnissen zurechtkommen und andererseits die einheimische Organismen dadurch gefördert werden, ist eine standortgerechte, standortheimische Artenwahl eine wichtige Voraussetzung.

Alte Grünanlagen weisen häufig sehr alte mächtige Bäume auf, die unter anderem Lebensraum für Alt- und Totholz-Organismen bieten (Juillerat 2006; Möller 2009). Da Bäume solchen Alters generell und auch in Wäldern selten sind, weist das Siedlungsgebiet für ihre Erhaltung sowie die darauf angewiesenen Arten eine besondere Bedeutung auf (Zabransky 2004). Die Berücksichtigung der Ansprüche dieser Arten sowie eine Förderung von wichtigen Mikrohabitaten an Bäumen bei der Baumpflege kann zur Erhaltung dieser Arten beitragen (Möller 2012).

Vertikale Flächen
Nicht nur horizontale, sondern auch vertikale Flächen können wertvollen Lebensraum bieten (Francis 2011). So finden sich an und in spaltenreichen Mauern viele Schneckenarten, wobei der ökologische Wert der Mauern mit dem Alter tendenziell wächst (Rüetschi et al. 2012). Begrünte Fassaden bieten nicht nur Nahrungsressourcen und Fortpflanzungsmöglichkeiten für diverse Organismen, sondern weisen auch Potenzial für den Menschen auf (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen).

Begrünte Dachflächen
Dachflächen machen schweizweit wie auch in einzelnen Städten einen bedeutenden Anteil der Siedlungsfläche aus. So sind ca. 10% des Stadtgebietes von Basel Flachdächer, wovon 2006 rund 23% begrünt waren (Brenneisen 2008). Sie bieten damit grosses Potenzial für gewisse Lebensräume und Arten wie auch für Ökosystemleistungen im Siedlungsgebiet (vgl. Unterkapitel Ökosystemleistungen).

In Zürich wurden auf 40 begrünten Flachdächern eine hohe Artenvielfalt von Arthropoden (mean ± sd: 59±11) wie auch hohe Abundanzen festgestellt (mean ± sd: 531±361,). Beide Biodiversitätsmasse variierten aber stark in Abhängigkeit von der Konnektivität und anderen Faktoren (Braaker et al. 2012).

Ein höherer Flächenanteil von Blütenpflanzen, eine grössere Vielfalt von Pflanzenarten und eine höhere strukturellen Vielfalt fördern in den meisten Fällen die Artenvielfalt von Arthropoden auf den Dächern (Braaker et al. 2012; Cook-Patton & Bauerle 2012).

Gebäude
Gewisse Arten des Siedlungsgebietes sind für ihre Fortpflanzung und Überwinterung auf bestimmte Gebäudestrukturen und ihre Zugänglichkeit (Öffnungen, freier Anflug) angewiesen. So nutzen 18 der einheimischen Fledermausarten regelmässig Gebäude (Lambelet-Haueter et al. 2010). Viele Fledermausarten weisen für ihre Wochenstubenquartiere (Fortpflanzung) hohe Ansprüche ans Mikroklima in den genutzten Räumen auf (Krättli et al. 2013). Des Weiteren reagieren sie auch sehr empfindlich auf Störungen wie z.B. auf gewisse Fassadenbeleuchtungen (Krättli 2005). Aufgrund der hohen Ansprüche an ihre Quartiere ist die Erhaltung der bekannten Standorte unerlässliche (vgl. Kapitel 5.9).

Wie Fledermäuse sind auch gebäudebrütende Vögel auf Nahrungsressourcen in der Nähe angewiesen.

Verkehrsrandflächen und andere Kleinflächen
Verkehrsrandflächen können im Siedlungsgebiet bei geeignetem Unterhalt aufgrund ihrer Fläche (Autobahn-, Strassen-, Bahn-, Flugplatzgrün ca. 4% der Siedlungsfläche, Tabelle 70) eine wichtige Rolle für die Erhaltung von Arten des Grünlandes, von Ruderalstandorten und von der traditionell genutzten Kulturlandschaft spielen (Di Giulio et al. 2010). Dies obwohl entlang von Verkehrswegen die Habitatsqualität aufgrund erhöhter Mortalitätsraten, Lärm- und Schadstoffbelastung häufig reduziert ist (EEA & FOEN 2011).

Zusätzlich haben sie ein hohes Potenzial als Elemente des Lebensraumverbundes im urbanen Raum (vgl. Unterkapitel artspezifische Prozesse). Penone et al. (2012) zeigen, dass bewachsene Bahndämme im Siedlungsgebiet auf fast alle untersuchten Heuschreckenarten eine stark positive Auswirkung haben.

Gebäudeumschwung, Haus- und Schrebergärten

Der Gebäudeumschwung und Hausgärten haben aufgrund ihres Anteils an der Siedlungsfläche (ca. 40%) und ihres möglichen Artenreichtums ein bedeutendes Potenzial für die Biodiversität im Siedlungsraum, sind aber häufig monoton (Tabelle 70, Loram et al. 2007; Lambelet-Haueter et al. 2010).

In einzelnen Gärten ist die Vielfalt und Abundanz von Arten einerseits durch die Eigenschaften der Gärten selbst (vgl. obenstehend Grünflächen und Heterogenität), anderseits durch den Artenpool und Lebensraumqualität in der Umgebung (Davies et al. 2011) sowie durch ihre Konnektivität beeinflusst (Vergnes et al. 2012). Gärten bieten nicht nur Lebensraum, sondern dienen in vielen Quartieren auch dem Lebensraumverbund (Goddard et al. 2010). Zudem findet sich in der Hausumgebung häufig ein gutes Nahrungsangebot (Kompoststellen, Abfall, Tierfutter, Gärten)(Contesse et al. 2004).

Ruderalstandorte

Ruderalstandorte im Siedlungsgebiet (Abbaustandorte, Baustellen, gewisse Verkehrsrandflächen,...) können Ersatzstandorte für Arten der Auen (Rust-Dubieé et al. 2006) oder auch Rückzugsräume für Organismen der traditionell genutzten Kulturlandschaft bieten (Delarze & Vetterli 2009). Allerdings nahm die Fläche von Ruderalstandorten in den letzten Jahrzehnten tendenziell ab, da zwischen 1979/85 und 1992/97 die Fläche der Abbaustandort um rund 14% und diejenige der Baustellen um rund 19% zurückging (BFS (Hrsg.) 2005). So schätzen auch Schweizer ExpertInnen die aktuelle Fläche der Ruderalstandorte in der Schweiz als zu klein ein, um ihre Biodiversität langfristig zu erhalten und erachten mehr als eine Verdoppelung ihrer Fläche als nötig (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage). Gebiete mit einer grossen Bedeutung für gefährdete Pflanzenarten der Ruderalstandorte wurden in einem Projekt von Pro Natura (2000) erörtert (Abbildung 64).

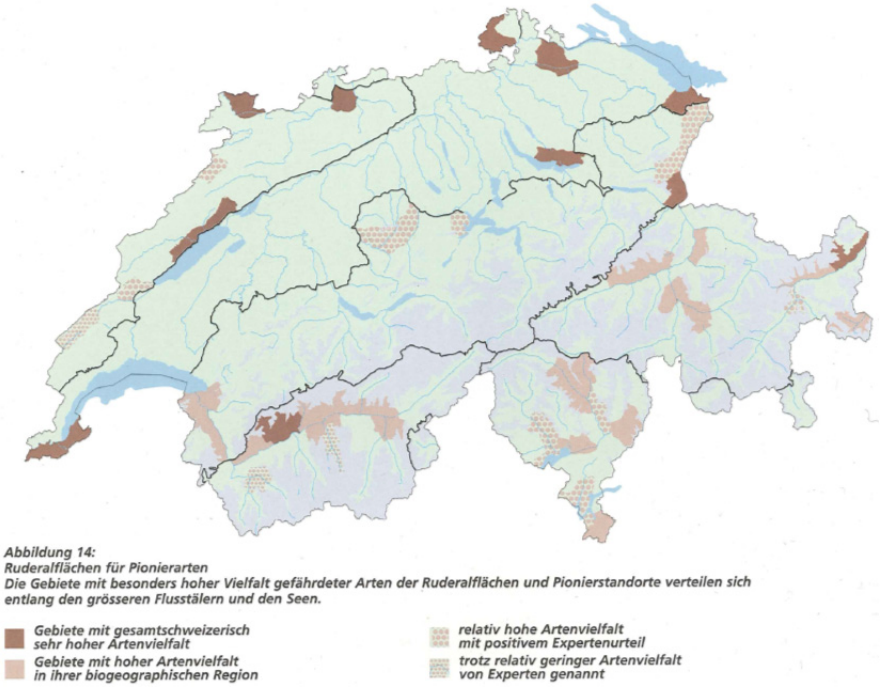


Abbildung 64: Gebiete mit einer grossen Bedeutung für gefährdete Pflanzenarten der Ruderalstandorte (Pro Natura 2000).

Fliessgewässer

Im Siedlungsgebiet besteht zur Gewährleistung der ökologischen Funktionen von Fliessgewässern und des Hochwasserschutzes ein Raumbedarf in den Uferbereichen der Fliessgewässer von rund 5‘300 ha. Davon fehlen rund 73% bzw. 3700 ha (Zeh Weissmann et al. 2009). Weiteres zum Thema Fliessgewässer findet sich im Kapitel 4.2.

Botschaft

- Im Siedlungsgebiet findet sich teilweise eine hohe Artenvielfalt. Das Potenzial zu ihrer Förderung ist aber bei weitem nicht ausgeschöpft.
- Das Siedlungsgebiet ist für gewisse Arten und Lebensräume besonders wichtig.
- Die Bevölkerung erachtet Naturnähe in der Stadt als attraktiv, sofern die Nutzbarkeit und Zugänglichkeit von Flächen sowie das Sicherheitsgefühl nicht einschränkt werden.
- Die Artenzusammensetzung von wenig mobilen Arten ist v.a. durch Umgebungseinflüsse im Umkreis von bis zu 50 m geprägt. Für die Artenzahl mobiler Organismen sind der Anteil und die Anordnung von Grünflächen im Umkreis von ca. 250-1000 m entscheidend.
- Heterogenität von Grünflächen (Qualität) ist der wichtigste Einflussfaktor auf die Artenvielfalt von Wirbellosen und Vögeln auf Grünflächen im Siedlungsgebiet.
- Daraus folgt, dass sowohl einzelne Flächen mit guter Qualität (Grünanlagen, Haus- und Schrebergärten, Rabatten,…) als auch die Gesamtfläche der Grünflächen in Stadtgebieten die Biodiversität wesentlich beeinflussen.
- Für die Erhaltung der Fledermäuse ist die Sicherung ihrer Quartiere unerlässlich.
- Hausgärten und generell der Gebäudeumschwung bilden aufgrund ihres Anteils an der Siedlungsfläche ein bedeutendes unternutztes Potenzial für die Biodiversität und die Ökosystemleistungen im Siedlungsraum.
- Für die ökologischen Funktionen von Fliessgewässern und für den Hochwasserschutz besteht im Siedlungsgebiet ein Raumbedarf von rund 5‘300 ha, wovon 73% fehlen.

Ökosystemleistungen

Ca. drei Viertel der Schweizer Bevölkerung wohnt heute in städtischen Gebieten (BFS 2013). Intakte Ökosystemleistungen und eine hohe Biodiversität sind in diesen Gebieten deshalb besonders wichtig und auch wirtschaftlich lohnenswert (TEEB 2011).

Gerade in den Stadtgebieten ist der Druck auf wertvolle Flächen besonders hoch (Ecoplan 2012). Zudem stehen Ökosystemleistungen, nach denen die Nachfrage besonders hoch ist, nicht immer in genügendem Masse zur Verfügung. Die Güter von produzierenden Ökosystemleistungen werden importiert (Davies et al. 2011), an regulierenden Leistungen (z.B. Luftreinigung, Klimaregulation) besteht ebenfalls ein höherer Bedarf (vgl. untenstehend) und für die Nutzung vieler kultureller Leistungen weicht die Stadtbevölkerung auf umliegende (Naherholungs-) Gebiete aus (Mönnecke et al. 2006; Degenhardt 2009). Der Siedlungsraum profitiert also von diversen Ökosystemleistungen im Umland.

Klimaregulierung

Städte weisen ein eigenes Lokalklima auf (vgl. Unterkapitel Lebensraumdynamik). Die gesundheitlichen Folgen von Hitzewellen wirken sich für die Bevölkerung in urbanen Gebieten infolge des Hitzeinseleffektes stärker aus als in ländlichen Regionen (Proclim (Hrsg.) 2003; Harlan & Ruddell 2011). Zusätzlich zu direkt negativen Effekten sind während Hitzeperioden im Durchschnitt auch die Konzentrationen von Luftschadstoffen (Ozon, Feinstaub) erhöht (Proclim (Hrsg.) 2003) (vgl. untenstehend).

Grünanlagen, anderen unversiegelte Flächen, grosse Bäume, begrünte Dächer etc. minimieren den Hitzeinseleffekt in urbanen Gebieten (Gill et al. 2007; Bowler et al. 2010a). Bäume führen durch Beschattung, durch geringere Wärmeabsorption als versiegelte Flächen und durch ihren Energieverbrauch für die Transpiration zu einer bedeutenden Kühlung der Umgebung und minimieren damit die Auswirkungen des städtischen Hitzeinseleffektes (Davies et al. 2011). Ebenso gibt es verstärkte Hinweise, dass begrünte Dächer nicht nur das Mikroklima direkt über der Dachfläche, sondern bei grossflächigen Begrünungen auch das Lokalklima in Quartieren positiv beeinflussen (Peng & Jim 2013). Cook-patton & Bauerle (2012) zeigen in ihrem Review, dass positive Regulierungseffekte von begrünten Flachdächern mit einer höheren Pflanzendiversität tendenziell zunehmen.

Allgemein kommt einem genügenden Anteil an Grünflächen und weiteren unversiegelten Flächen eine grosse Bedeutung bezüglich Anpassungsmassnahmen zu (Anpassungsziel S1 in (Götz et al. 2012) (vgl. Unterkapitel ExpertInnenumfrage, Tabelle 74).

Sammlungen von wissenschaftlich abgestützten Massnahmen, um das Stadtklima zu verbessern bzw. im Rahmen der Stadtentwicklung den Klimawandel zu berücksichtigen, stehen inklusiv weiterer Litera-

turangaben zur Verfügung[16]. Solche wurden bereits für einzelne Städte in der Schweiz erarbeitet (Parlow et al. 2010).

Angebot an Trink- und Brauchwasser

Diese Ökosystemleistung wird in den Kapiteln 0 Grundwasser und 4.1 Stehende Gewässer beschrieben. Spezifisch für den Siedlungsraum ist zu erwähnen, dass in stark besiedelten Gebieten der Trinkwasserverbrauch (>500 Personen/km^2) ungefähr gleich gross ist wie die Neubildung durch versickernden Niederschlag (Von Gunten 2000). Zudem ist aufgrund der grossflächigen Belastungen urbaner Böden und des Untergrundes sowie von teilweise belastetem Meteorwasser die potenzielle Gefährdung des Grundwassers im Siedlungsraum höher als im Umfeld (BAFU & BFS (Hrsg.) 2011).

Der Siedlungsraum ist für das Angebot von Trink- und Brauchwasser auf qualitativ hochwertige umliegende Ökosysteme angewiesen.

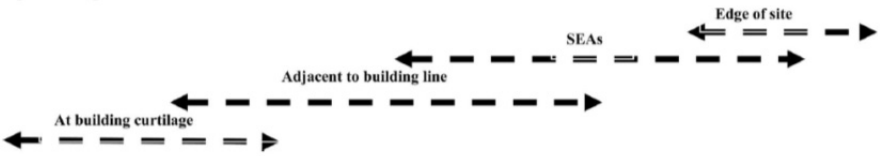
Wasserrückhalt und -versickerung

Auf unversiegelten Flächen ist der Oberflächenabfluss geringer und die Versickerung grösser als auf versiegelten. Ein höherer Anteil unversiegelter Fläche führt bei Niederschlagsereignissen deshalb zu einem geringeren Wasseranfall und entlastet Kanalisation sowie Abwasserreinigungsanlagen (Ellis 2013). Dies wirkt sich schlussendlich auch positiv auf die Gewässerreinhaltung aus (Krejci et al. 2004). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass mit versickerndem Wasser auch Schadstoffe in den Boden und allenfalls in das Grundwasser gelangen können (BUWAL (Hrsg.) 2002b).

Grünflächen, begrünte Flachdächer, aber auch diverse unversiegelte Kleinflächen vermögen bedeutende Anteile von Niederschlagswasser zurückzuhalten und den Oberflächenabfluss zu reduzieren (Gill et al. 2007; Carter & Butler 2008; Ellis 2013). Sie bieten ein hohes Potenzial für eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft (Tabelle 72). Auch die erhöhte Evapotranspiration von Grünflächen führt zu einem geringeren Jahresabfluss und wirkt sich zusätzlich positiv auf das Lokalklima im Siedlungsgebiet aus (Oberndorfer et al. 2007).

Obenstehend erwähnte Effekte der begrünten Flächen scheinen durch eine vielfältige Pflanzengemeinschaft tendenziell verstärkt zu werden. Denn einerseits wird der Wasserrückhalt durch eine komplexere Vegetation erhöht, andererseits führt eine höhere Pflanzendiversität infolge erhöhter Produktivität und Deckung tendenziell zu einer höheren Evapotranspiration (Cook-Patton & Bauerle 2012).

Tabelle 72: Potenzial verschiedener Systeme zum Umgang mit Niederschlagswasser. SUDS= second-generation sustainable drainage systems, SEAs= Street edge alternative, ET = Evapotranspiration (Ellis 2013).



SUDS	Green roof	Green facade	Rainwater harvesting	Stormwater planters; tree pits	Raingardens	Porous paving	Swales; filter strips	Infiltration trenches	Ponds
Runoff volume reduction	H	L	H	M	H	H	M	H	L
Retention	H	L	H	M	H	H	L	H	L
Detention	M/L	L	M/L	M/L	M	M	M/L	M	H
ET; filtration	H	M	L	H	H/M	M	L	M	L
Amenity; aesthetics	M/H	M	L	M	H	L	M/L	L	M

Notes: H = High potential; M = Medium potential; L = Low potential.

Luftreinigung

Es ist wissenschaftlich gut etabliert, dass schlechte Luftqualität die Gesundheit beeinträchtigt und dass kurzzeitig stark erhöhte Konzentrationen von Luftschadstoffen zumindest bei empfindlichen Gruppen zu einer Zunahme von Todesfällen führt (Proclim (Hrsg.) 2003; BAFU & BFS (Hrsg.) 2011; Harlan & Ruddell 2011).

Viele Studien zeigen, dass zusätzlich zu emissionsmindernden Massnahmen auch Grünflächen und Einzelbäume (Nowak et al. 2006; Jim & Chen 2008) sowie Dach- und Fassadenbegrünungen die Konzentrationen von Luftschadstoffen signifikant senken können (Pretty et al. 2011; Rowe 2011; Cook-Patton & Bauerle 2012). Zu eindeutigen Effekten von Vegetation auf Ozonkonzentrationen und zur optimalen

[16] http://www.stadtklimalotse.net

Anordnung von Grün-Elementen zur Verminderung der Luftbelastung finden sich praktisch keine Studien (Bowler et al. 2010b). Bei der Pflanzanordnung von Bäumen, um Schadstoffe aus der Luft zu entfernen, sollte darauf geachtet werden, dass die Durchlüftung von Gebieten nicht beeinträchtigt wird, was unter Umständen zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in der Luft führen kann (Pretty et al. 2011). Donovan et al. (2005) ermittelten in einem Modell den Effekt verschiedener Baumarten auf die Luftqualität in Städten. Da Reinigungsraten durch die Vegetation annähernd bekannt sind, lässt sich auch der Bedarf an Vegetation für verschiedene Szenarien ermitteln. So stehen Methoden und Software zur Verfügung, um Nutzen-Analysen und Planungen durchzuführen oder den Wert der durch Bäume erbrachten Ökosystemleistungen zu ermitteln[17].

Gesundheit, Erholung, Wohlbefinden und soziale Nachhaltigkeit

Das Vorhandensein von und der Zugang zu Grünräumen in Städten trägt zum Wohlbefinden und zur Gesundheit der Besucher bei (Maas et al. 2006; Tzoulas et al. 2007; Pretty et al. 2011; Lee & Maheswaran 2011; Buchecker et al. 2012) und ermöglicht es der Bevölkerung Biodiversität zu erleben und zu erfahren . Des Weiteren erbringen Grünräume auch soziale Leistungen für die Bevölkerung (Chiesura 2004). Unterschiede in der Gesundheit von Bevölkerungsgruppen mit unterschiedlichen Einkommen scheinen in Gebieten mit hohem Grünflächenanteil geringer zu sein als in anderen (Mitchell & Popham 2008).

Das Wohlbefinden und die soziale Zusammengehörigkeit von Besuchern von Parkanlagen kann durch bewusste Planung, Gestaltung und Regulierung von Grünanlagen beeinflusst werden (Bühler et al. 2008). Parkanlagen können dadurch einen Beitrag zur sozialen Nachhaltigkeit in Städten leisten. Dazu sollten sie gemäss Bühler et al. (2008) folgende Qualitätskriterien erfüllen:

- die soziale Vielfalt der Gesellschaft ist erfahrbar
- keine Ausgrenzung gesellschaftlicher Gruppen
- auch soziale Minderheiten können sich wohl fühlen
- verständliche Gestaltungskonzepte, die mit einem Sinn belegt werden können
- unterschiedliche Nutzungsansprüche werden ausgehandelt

Eine Erreichbarkeit öffentlicher Freiräume in Gehdistanz ist wichtig, um auch wenig mobilen Gruppen (Kinder, ältere und kranke Personen) den Zugang zu ermöglichen (Bühler et al. 2008).

Studien zeigen, dass die Nutzung von Grünanlagen mit zunehmender Distanz zum Wohnbereich abnimmt. **300-400 m werden oft als Grenzwert** genannt, über dem die Nutzung stärker abnimmt (Neuvonen et al. 2007; Schipperijn et al. 2010).

Auch bei der Nutzung von Naherholungsgebieten spielt die zeitliche Erreichbarkeit ebenfalls eine grosse Rolle. Buchecker et al. (2012) zeigen, dass die Schweizerinnen und Schweizer für die Naherholung zwar ähnliche Präferenzen aufweisen. Personen mit wenig Zeit und geringen Energiereserven nutzen jedoch aufgrund geringer zeitlicher Erreichbarkeit häufig suboptimale Erholungsräume oder verzichten auf ihre Nutzung. Neben der Erreichbarkeit spielen auch weitere Faktoren, wie die wahrgenommene Qualität von Grünanlagen und von Naherholungsgebieten eine wichtige Rolle (CABE 2010; Buchecker et al. 2012).

Bei einer Befragung von 1000 Haushalten mit Kindern in Bern und Lausanne nannten 92% „Grünräume/Natur" und 88% „Ruhe/Stille" im Umfeld als wichtige oder sehr wichtige Kriterien bei der Wohnungswahl (Pattaroni et al. 2010). Dies wird auch von Befragungen im Projekt BiodiverCity bestätigt (Gloor et al. 2010). Aus einer Studie mit rund 500 Kindern in Basel kann abgeleitet werden, dass naturnahe Spielbereiche, -flächen und -materialien von Kindern geschätzt werden (Olloz & Herrmann 2009). Schemel & Wilke (2008) bestätigen dies und empfehlen, dass sich „Naturerfahrungsräume [18]" **nicht weiter als 300 m vom Wohnbereich** entfernt befinden sollten, um genutzt zu werden. Als **Mindestgrösse werden 1-2 ha** empfohlen.

Bezüglich der Ausstattung von Freiflächen wird Vielfalt geschätzt. Das Projekt BiodiverCity zeigt, dass *„Stadtbewohner in ihrem Umfeld eine abwechslungsreiche Vegetation aus locker verstreuten Büschen*

[17] http://www.itreetools.org
[18] http://www.naturerfahrungsraum.de/was_sind_neraeume.htm

und Bäumen auf Wiesen mit nicht gemähten Abschnitten gegenüber ausgeräumten Grünanlagen bevorzugen" (Obrist et al. 2012). Unnatürlich wirkende Flächen mit wenig Struktur werden am wenigsten geschätzt (Home et al. 2010). Auch begrünte Dachflächen oder gewisse Fassadenbegrünungen werden positiv wahrgenommen (White & Gatersleben 2011), wobei diversere Strukturen vermutlich höher geschätzt werden als monotone (Cook-Patton & Bauerle 2012). Konfliktpotentiale und Lösungsansätze sowie Massnahmen zur Förderung der Biodiversität in Parkanlagen wurde in einem deutschen Projekt zusammengestellt[19].

Zusätzlich kann die Anwesenheit bestimmter als speziell wahrgenommener Tierarten die Wertschätzung von Grünräumen durch die Bevölkerung erhöhen (Home et al. 2009). Solange die Naturnähe die Nutzbarkeit, Zugänglichkeit und das Sicherheitsgefühl nicht einschränkt, ist sie für Besucher attraktiv (Obrist et al. 2012). Auch bezüglich der Fragmentierung von naturnahen Flächen in urbanen Gebieten haben gemäss dem Review von Di Giulio et al. (2009) Menschen und Biodiversität teilweise ähnlich Bedürfnisse: Ein grösserer Anteil naturnaher Flächen, ein höhere ökologische Qualität der Flächen und eine hohe Heterogenität wirken sich positiv aus.

Botschaft

- Intakte regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen sind im Siedlungsgebiet für das Wohlergehen und die Gesundheit der Bevölkerung unerlässlich.
- Eine genügende Anzahl, regelmässige Verteilung und bewusste Gestaltung von Grünflächen und anderen unversiegelten Flächen ist dazu notwendig.
- Ökosystemleistungen im urbanen Raum weisen bedeutende Förderungsmöglichkeiten auf, um das Wohlergehen der Bevölkerung zu verbessern.
- Der Siedlungsraum ist für quantitativ und qualitativ genügende Ökosystemleistungen zusätzlich auf intakte Ökosysteme in der Umgebung angewiesen.
- Die Nutzung von Grünanlagen, Naturerfahrungsräume und ähnlichen Flächen nimmt mit zunehmender Distanz zum Wohnbereich ab. Eine Distanz von 300-400 m wird oft als Grenzwert genannt.

ExpertInnenumfrage

Insgesamt 22 ExpertInnen bearbeiteten die Fragen zu Grünflächen und Kleinflächen im Stadtgebiet[20]. Die Hälfte davon bezog sich bei der Beantwortung auf den Gesamtlebensraum inkl. Ökosystemleistungen, 10 Personen nur auf Organismen und eine nur auf Ökosystemleistungen. Anhang 10.1 zeigt die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. 71% der ExpertInnen erachten die Qualität der Grünflächen im Stadtgebiet als „schlecht" oder „eher schlecht" (Tabelle 73). Sie schätzen im Mittel, dass für die Erhaltung der Biodiversität und genügender Ökosystemleistungen im Stadtgebiet knapp 20% der Fläche pro km^2 aus Grünflächen bestehen sollte. Eine Expertin erwähnt, dass auch ohne Sportanlagen ein Grossteil der Grünflächen Zierrasen mit geringer ökologischer Qualität aufweisen (vgl. Unterkapitel Arten und Lebensräume). Die Qualität der Wiesen sei im Siedlungsraum hingegen häufig gut.

Des Weiteren erachten es die ExpertInnen im Mittel als notwendig, dass pro Hektare Stadtgebiet 13 Einzelbäume oder andere Gehölze, 8 kleine Ruderalflächen und 10 weitere unversiegelte Kleinflächen vorhanden sind (Tabelle 74).

Tabelle 73: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität von Grünflächen im Stadtgebiet als „schlecht" oder „eher schlecht" einstufen. Des Weiteren der im Mittel als notwendig erachtete Soll-Anteile pro km^2 (± Standardfehler), n = Anzahl Antworten.

Stadtgebiet	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Mittlerer Soll-Anteil [%/km^2]	n_F
Grünflächen	71.4	21	17.9 (±3.0)	19

Tabelle 74: Von den ExpertInnen im Mittel (Arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler) als notwendig erachtete Dichte von Kleinflächen [Anzahl/Hektar] im Stadtgebiet, um die Biodiversität und genügende Ökosystemleistungen im Stadtgebiet zu erhalten. n = Anzahl Antworten.

[19] http://naturschutz-und-denkmalpflege.projekte.tu-berlin.de

20 Mit Stadtgebiet wurden die Agglomerationskerngemeinden gemäss BFS (2004) bezeichnet.

Kleinflächen im Stadtgebiet	Mittlerer Soll-Anteil [Anzahl/ha]	n_F
Einzelbäume oder andere Gehölze	13.1 (±1.7)	15
Ruderalflächen	8.3 (±1.7)	14
weitere unversiegelte Kleinflächen	10.3 (±2.1)	15

Insgesamt 18 ExpertInnen bearbeiteten die Fragen zu Ruderalflächen. 44% davon bezogen sich bei der Beantwortung auf den Gesamtlebensraum inkl. Ökosystemleistungen, 56% nur auf Organismen. Die Qualität der Ruderalstandorte wird im Jura, Mittelland und den Nordalpen von mehr als 80% der ExpertInnen, in den Südalpen von mehr als 50% als ungenügend eingestuft, in den Zentralalpen von weniger als 50% (Tabelle 75). Die aktuelle Fläche der Ruderalstandorte wird in allen Regionen von 80% oder mehr der ExpertInnen als „zu klein" oder „eher zu klein" eingestuft, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten. Je nach Region schätzen sie eine Verdoppelung (Zentralalpen) bis zu knapp einer Vervierfachung (Mittelland) der Ruderalflächen als notwendig ein.

Tabelle 75: Anteil der ExpertInnen [%], die die aktuelle Qualität bzw. Quantität der Ruderalstandorte als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einstufen. Des Weiteren die im Mittel als notwendig erachtete Zunahmen der Flächen (± Standardfehler), n = Anzahl Antworten.

Ruderalstandorte	aktuelle Qualität "schlecht", "eher schlecht" [% der ExpertInnen]	n_Q	Aktuelle Fläche "zu klein", "eher zu klein" [% der ExpertInnen]	Mittlere Soll-Zunahme [%]	n_F
Schweiz	86.7	15	93.8	132.6 (±39.1)	13
Jura	84.6	13	100.0	128.1 (±38.5)	10
Mittelland	87.5	16	93.3	284.0 (±73.1)	12
Alpennordflanke	85.7	14	100.0	184.6 (±44.0)	8
Westl. Zentralalpen	33.3	12	81.8	104.0 (±44.5)	8
Östl. Zentralalpen	45.5	11	80.0	106.3 (±51.3)	7
Alpensüdflanke	53.8	13	91.7	180.0 (±80.7)	9

Botschaft

- Die Qualität der Grünflächen in Stadtgebieten der Schweiz wird von 71% der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt.
- Im Mittel schätzen die ExpertInnen es als notwendig, dass Grünflächen pro km^2 Stadtgebiet 18% der Fläche ausmachen.
- Pro Hektar Stadtgebiet erachten die ExpertInnen des Weiteren 13 Einzelbäume oder andere Gehölze, 8 kleine Ruderalflächen und 10 weitere unversiegelte Kleinflächen als nötig.
- Mehr als 80% der ExpertInnen (Ausnahme Zentralalpen und Alpensüdflanke) erachten die Qualität von Ruderalstandorten als ungenügend. In allen Regionen erachten 80% oder mehr der ExpertInnen ihre Fläche als zu klein und schätzen, dass mehr als eine Verdoppelung notwendig ist.

Gesamter Flächenbedarf

Ca. drei Viertel der Schweizer Bevölkerung wohnt heute in städtischen Gebieten. Für ihr Wohlbefinden und ihre Gesundheit sind intakte Ökosystemleistungen unerlässlich. Viele dieser Leistungen werden durch eine hohe Biodiversität gesteigert. Die Lebensbedingungen für Organismen unterscheiden sich im Siedlungs- und insbesondere in Stadtgebieten deutlich vom Umland. Trotzdem oder gerade deswegen bietet das Siedlungsgebiet Lebensraum für viele Organismen. Es ist für gewisse Arten sogar besonders wichtig (z.B. Arten von Ruderalstandorten, Fledermäuse,...). Die hohe Bodenversiegelung, stoffliche Belastungen, verdichtetes Bauen und andere Faktoren führen aber auch zu einer Gefährdung der Biodiversität.

Im Rahmen einer nachhaltigen Siedlungsplanung weisen die Biodiversität und Ökosystemleistungen bedeutende Förderungsmöglichkeiten auf. So erachten 71% der befragten ExpertInnen die Qualität von Grünanlagen in städtischen Gebieten als ungenügend. Zudem bieten der oft monotone Gebäudeumschwung und Verkehrsrandflächen, die zusammen ca. 45% der Siedlungsfläche ausmachen, viel Potential. Dasselbe gilt für (Flach-)Dächer und Fassaden, die begrünt vermehrt für die Förderung der Biodiversität und damit der Steigerung von Ökosystemleistungen (Regulation Lokalklima, Luftreinigung, Ästhetik, Energiegewinnung,...) genutzt werden könnten.

Schweizer ExpertInnen erachten im Mittel einen Grünflächenanteil von 18% pro km^2 Stadtgebiet (18 ha/km^2) als notwendig für die Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen. Dabei sind die Flächenqualität und insbesondere ihre Heterogenität (Vegetationsstruktur, Anteil Gehölze,...) für die Biodiversität ausschlaggebend. Pro Hektar Stadtgebiet sehen die ExpertInnen im Mittel zudem einen Bedarf von 13 Einzelbäumen oder andere Gehölzen, 8 kleinen Ruderalflächen und 10 weiteren unver-

siegelten Kleinflächen. Für die ökologischen Funktionen von Fliessgewässern und für den Hochwasserschutz besteht im Siedlungsgebiet zudem ein Raumbedarf von rund 5‘300 ha (aktuell erfüllt: 27%). Auch die Quantität und Qualität von Ruderalflächen wird von 80 % der ExpertInnen als ungenügend eingeschätzt.

Biodiversität und Ökosystemleistungen weisen in Städten viele Synergien auf und ihre Förderung geht oft Hand in Hand. So zeigen wissenschaftliche Studien in der Schweiz, dass Naturnähe in der Stadt und abwechslungsreiche Vegetation in der Wohnumgebung als attraktiv eingestuft werden, sofern die Nutzbarkeit und Zugänglichkeit von Flächen sowie das Sicherheitsgefühl nicht einschränkt werden. Grünräume und Ruhe sind für ca. 90% der Bevölkerung wichtige Kriterien bei der Wohnungswahl.

Anordnung im Raum

Lebensräume sind im Siedlungsgebiet stark fragmentiert. Für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität ist jedoch ein dichtes Netz von grossen und kleinen Grünflächen, Gärten, weiteren unversiegelten Flächen, Einzelbäumen, Baumreihen und Gewässerufern wesentlich. Solche punktuellen und linearen Elemente dienen als Korridore und Trittsteine in der stark versiegelten Siedlungslandschaft.

Da die Artenzusammensetzung von wenig mobilen Arten in Schweizer Städten v.a. durch Einflüsse im Umkreis von bis zu 50 m geprägt ist, sind diese Arten auf das Vorhandensein von Habitaten im engen Umkreis angewiesen. Für die Artenzahl mobiler Organismen sind der Anteil und die Anordnung von Grünflächen im Umkreis von ca. 250-1000 m entscheidend (vgl. auch obenstehend Anzahl Flächen pro ha). Allerdings wird die Nutzbarkeit von potenziellen Korridoren nicht nur durch die Distanz zwischen Einzelflächen und ihrer Grösse und Qualität bestimmt, sondern auch durch das Ausmass von Störungen (künstliches Licht in der Nacht, Lärm, Verkehr, Nutzung durch Menschen und Haustiere).

Ebenso ist die Anordnung von Flächen für die Erbringung von Ökosystemleistungen wesentlich. Bei der Anlage von Grünflächen und bei Baumpflanzungen zur Verbesserung der Luftreinhaltung und des Lokalklimas ist es wichtig, die Durchlüftungssituation eines Gebietes in die Planung miteinzubeziehen, um ein optimales Ergebnis zu erreichen.

Mit zunehmender Gehdistanz bzw. Anreisezeit zwischen Wohnbereich und Grünräumen (Parkanlagen, Naturerfahrungsräumen in Städten, Naherholungsgebiete) nimmt die Nutzung der Grünräume und damit der Erholungswert für die Menschen ab. Dies ist besonders ausgeprägt für Personen mit wenig Zeit oder eingeschränkter Mobilität. In der wissenschaftlichen Literatur wird für Stadtgebiete eine Distanz von 300-400 m zwischen Wohnung und Grünanlagen oft als oberer Grenzwert genannt.

5 Bedeutende Gebiete für Artengruppen

Als Ergänzung zum Lebensraumansatz werden im Folgenden bedeutende Gebiete für die Erhaltung verschiedener Artengruppen, die mit verschiedenen Ansätzen ermittelt wurden und werden, präsentiert. Solche Gebiete spielen eine wichtige Rolle für die Sicherung der Vorkommen der entsprechenden Arten und Lebensräume. Sie garantieren für sich alleine aber nicht unbedingt die langfristige Erhaltung dieser Arten.

Ein Gebiet kann aus folgenden nicht abschliessend aufgelisteten Gründen bzw. für verschiedene Aspekte eine besondere Bedeutung für Artengruppen aufweisen (Davey 1998; Pressey et al. 2003; Darwall et al. 2005; Langhammer et al. 2007; Margules & Sarkar 2007):

- Artenreichtum (hotspots of species richness)
- Hohe Anzahl oder hoher Anteil gefährdeter Arten (rarity hotspots)
- Vorkommen von Endemiten, Reliktarten, ...
- Wichtige Gebiete für bestimmte Lebensphasen (Fortpflanzung, Rast- oder Überwinterungsgebiete, Refugien, Wanderkorridore,...)
- Ansammlung, Konzentration einer hohen Zahl von Individuen im selben Gebiet
- Genetisch besondere Populationen

Je nach obenstehendem Aspekt und verwendeter Skala einer Analyse/Darstellung (vgl. z.B. Abbildung 66) ergibt sich ein leicht anderes Bild besonders bedeutender Gebiete. Da zudem die Datenlage für verschiedene Artengruppen unterschiedlich ist, muss die Interpretation mit Vorsicht erfolgen.

Gemeinsame Hotspots finden sich für verschiedene Taxa aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche eher selten (Koordinationsstelle BDM 2006; Wolters et al. 2006). Zudem sind Hotspots der Artenvielfalt häufig nicht gleich den Hotspots der „seltenen" Arten (Bergamini et al. 2011).

5.1 Prioritäre Arten der Kategorien 1 und 2 sowie Smaragdarten

Mit dem Smaragd bzw. Natura 2000-Netzwerk sollen europaweit seltene und gefährdete Lebensräume und Arten (sog. Smaragdarten) erhalten werden, die in den Resolutionen 4 und 6 der Berner Konvention festgelegt sind. In der Schweiz kommen derzeit rund 43 Smaragd-Lebensräume und rund 140 Smaragd-Arten vor (BAFU 2012b).

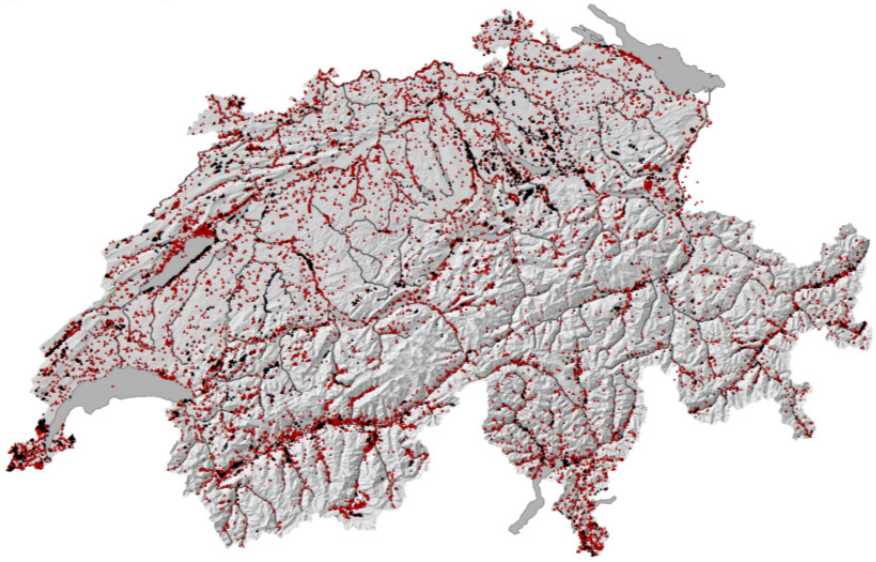


Abbildung 65: Nachweise der National Prioritären Arten der Kategorien 1 und 2 sowie der europäischen Smaragdarten. Rot: Aggregierte Beobachtungspunkte ausserhalb von Schutzgebieten oder Gebieten mit speziellem Status (Biotope von nationaler Bedeutung, kantonale Schutzgebiete, Pro Natura Schutzgebiete oder mit Flächen unter Vertrag mit Pro Natura). Schwarz: Beobachtungen innerhalb von Schutzgebieten (CSCF Februar 2013).

Das Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna (CSCF) ermittelt mit den Daten der nationalen Daten- und Informationszentren (Info Species) die bedeutendsten Gebiete für die Smaragdarten und zusätzlich für die National Prioritären Arten (NPA) der Kategorie 1 und 2 (BAFU 2011b). Dies bildet die Grundlage für die notwendigen Ergänzungen der bereits bestehenden anerkannten Smaragd-Gebiete

(Delarze et al. 2003; BAFU 2012b). Einen grundlegenden Arbeitsschritt in diesem Prozess bildet Abbildung 65. Sie zeigt die bekannten Vorkommen dieser Arten und den Schutzstatus der Flächen, auf denen die Arten beobachtet wurden.

5.2 Kryptogamen

Die folgenden Angaben zu Kryptogamen stammen mit Ausnahme ergänzender Informationen zu den Moosen ausschliesslich aus dem Bericht *„Kryptogamen als Indikatoren und Leitarten für Waldlebensräume" von Senn-Irlet et al. (2012)* ans BAFU.

National Prioritäre Arten (NPAs) von Kryptogamen sind über die ganze Schweiz verteilt. Es existieren nur wenige eindeutige Hotspots von NPAs. Buchenwälder enthalten besonders viele NPA der Kategorien 1 und 2. Nadelwälder der Hochlagen beherbergen ebenfalls viele NPAs, insbesondere unter den Moosen.

Pilze, Moose und Flechten zeigen im Wald ein Muster des gemeinsamen Vorkommens, das sich primär mit den Höhenstufen und den biogeographischen Regionen erklären lässt. Moose, Flechten und Pilze sind im Vergleich zu Gefässpflanzen artenreicher an feuchten, schattigen Stellen mit ausgeglichenem Klima. Extremere Waldstandorte sind hingegen artenärmer.

Pilze
Mit Ausnahme der höheren Regionen der Alpenkantone ist die Datenlage bei den Pilzen relativ gut.

Flächen mit einem hohen Anteil an NPAs finden sich über die ganze Schweiz verteilt (Abbildung 66). Drei Gebiete mit einem hohen Anteil an NPAs stechen besonders hervor: Flächen um Bonaduz (GR) mit vielen Wiesenpilzen, die moorreiche Fläche bei Bellelay (JU, BE) und Flächen im Valle Maggia (TI) mit speziellen Totholzarten. Im Alpenraum finden sich zahlreiche Flächen, von denen nur NPAs bekannt sind (dunkle Rasterpunkte im Wallis; Nordtessin und Graubünden). Dies deutet aber eher auf eine weniger starke Erhebung der übrigen Arten hin als auf das reale Bild. Bemerkenswert sind die zahlreichen Flächen mit einem relativ hohen Anteil an NPAs im Mittelland (Senn-Irlet et al. 2012).

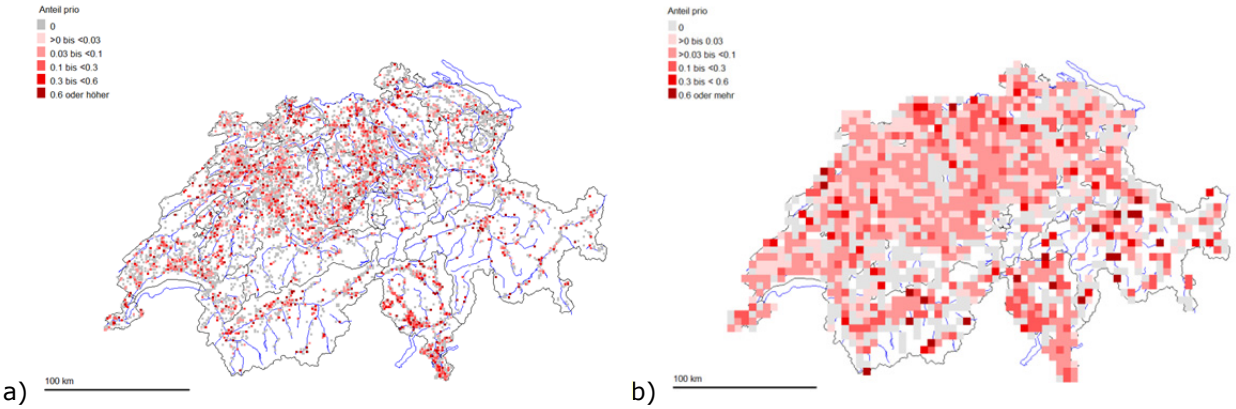


Abbildung 66: Anteil von National Prioritären Pilzarten an den Pilz-Funden in 1x1 km-Quadraten (a) und 5x5-km Quadraten (Senn-Irlet et al. 2012).

In einer Fallstudie zur Charakterisierung der Pflanzengesellschaften an Stellen mit geklumpten Vorkommen von gefährdeten Wiesenpilzen wiesen folgende Gebiete gleichzeitige Vorkommen mehrerer NPA auf (pers. Mitteilung B. Senn-Irlet, BAFU-WSL Forschungszusammenarbeit: Saftlingswiesen 2011):
Pâturage des Overesses (Torny FR), Rathvel (Châtel-St-Denis FR), La Sagne (Tavannes BE), Voremberg (Blauen BL), ob. Glutzenberg (Günsberg SO), Aeschlenalp und Oberi Alp (Oberdiessbach BE), Längwald, Chatzloch (Trub im Emmental BE), Hinterstouffen und "Hintere Weid" (Röthenbach im Emmental BE), Schwand (Escholzmatt LU), Steinen (Eggiwil BE), Waldrand Hüttikerberg (Hüttikon ZH), Seelisberg- Breiten (Emmetten OW), Dalnova, Fantanuglias, Alp Sura, Lag Miert (Rhäzuns GR)

Besonders wichtige Lokalitäten für Pilze in kontinentalen Trockenrasen sind (pers. Mitteilung B. Senn-Irlet): Vallon d'Allondon /GE, Dorénaz VS, entlang Rohneuferstrasse, Fully VS Les Follatatères, Leuk VS, Pfynwald.

Flechten

Verglichen mit den Pilzen und Moosen ist die Datenlage der Flechten bezüglich räumlicher Abdeckung lückig und zahlenmässig eher schwach. Die in SwissLichens gespeicherten Flechtenfunde basieren grösstenteils auf den repräsentativen Erhebungen, die für die Ausarbeitung der Roten Liste der Flechten (Scheidegger & Clerc 2002) gemacht worden sind. Fundangaben aus der alpinen Stufe sowie von Gesteins- und Totholzflechten fehlen weitgehend (Senn-Irlet et al. 2012).

Bei den Flechten zeigt sich eine Häufung von NPAs in Wäldern der montanen Stufe mit ozeanisch getöntem Standortsklima in den nördlichen Voralpen. Insbesondere die Regionen Glaubenberg (OW) Bödmerenwald (SZ), Ibergeregg (SZ), Wägital (SZ), Gantrisch (BE) und Marchairuz (VD) weisen viele NPAs auf. Zudem sind auch die Kastanienselven im Bergell sehr artenreich.

Die Flächen mit einem hohen Anteil NPAs an den Flechtenfunden konzentrieren sich auf die hochmontanen Stellen in den nördlichen Voralpen und im Jura (Abbildung 67). Zudem finden sich auch im südlichen Tessin und zerstreut im Mitteland Flächen mit einem hohen NPA-Anteil (Vordemwald AG, Niderholz ZH, Forst BE).

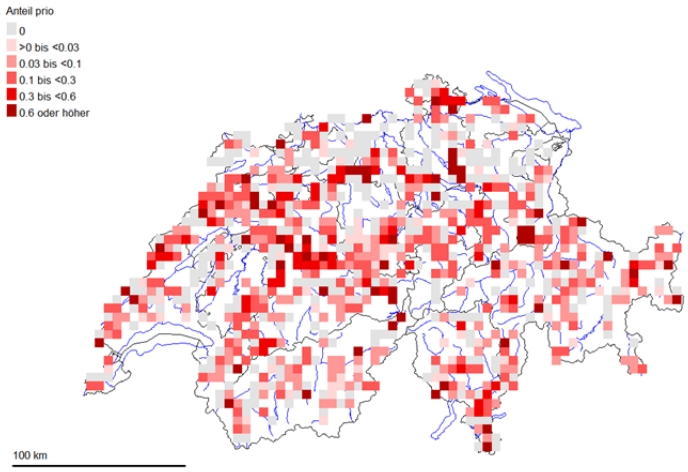


Abbildung 67: Anteil von National Prioritären Flechtenarten an den Flechtenfunden auf 5x5 km-Quadraten (Senn-Irlet et al. 2012).

Moose

Die Moose sind über die ganze Schweiz in allen Höhenstufen einigermassen gut erfasst.

Als besonders artenreich gelten folgende Gebiete (N. Schnyder, NISM, 2012):
Albulatal (Bergün GR), Chaltbrunnetal (Grellingen BL), Engelberger Tal (OW, NW), Faulhornkette (Grindelwald BE), Fideriser Heuberge (Fideris GR), Gemmipass (Leukerbad VS, BE), Glaubenberggebiet (OW, LU), Höhronen Nordhang (Hütten ZH), Mouille de la Vraconne (Ste-Croix VD), Murgtal (SG), Val Piora (TI).

Flächen mit zahlreichen Funden von NPAs gibt es viele. Diese liegen vor allem in den nördlichen Voralpen, im Tessin, im Bergell und im Jura sowie mit einer Fläche im zentralen Mittelland. Auch das östliche Mittelland weist zahlreiche Flächen auf (Senn-Irlet et al. 2012). Gewisse Gebiete haben zudem eine besondere Bedeutung, weil sie besonders seltene Arten oder Reliktarten aufweisen (Tabelle 76).

Flächen mit einem hohen Anteil NPAs an den Funden finden sich zahlreich im südlichen Tessin, im Urnerland, in Obwalden und im Thurgau. Flächen mit ausschliesslichen Nachweisen von NPAs finden sich vorwiegend in den Alpen (Abbildung 68).

Tabelle 76: Gebiete mit besonderer Bedeutung für die Moosflora der Schweiz. Als „selten" werden Arten bezeichnet, von denen nur wenige Vorkommen in der Schweiz bekannt sind. Quelle: Zusammenstellung von Norbert Schnyder aufgrund Datenbankeinträgen und Expertenwissen, Datenzentrum Moose Schweiz NISM, 2012.

Gebiete mit seltenen Arten			**Gebiete mit Reliktarten**		
Ort	Kt.	Art	Ort	Kt.	Art
Valle Sementina	TI	*Harpalejeunea molleri*	Aletschwald	VS	*Dichelyma falcata*
Valle Onsernone, Pte. Oscuro	TI	*Plagiochila exigua*	San Bernardino und Val Piora	TI	*Sphagnum subfulvum*
Kandertal	BE	*Frullania parvistipula*	Fellilücke	UR	*Prasanthus suecicus*
Kleines Melchtal	OW	*Distichophyllum carinatum*	v.a. östliche Zentralalpen[1)]	GR	*Paludella squarrosa*
Val Dadens da Silgin, Lumbrein	GR	mehrere Arten	Südalpen	TI, GR[2)]	*Braunia alopecura*
Felsensteppen zw. Fully und Brig	VS	mehrere Arten	östliche Zentralalpen	GR, TI, UR	*Oreas martiana*
Val Tasna, Ftan	GR	mehrere Arten			

[1)] $^2/_3$ der Fundorte, vereinzelt in den Nordalpen und im Jura; [2)] nur Puschlav, Bergell, Misox

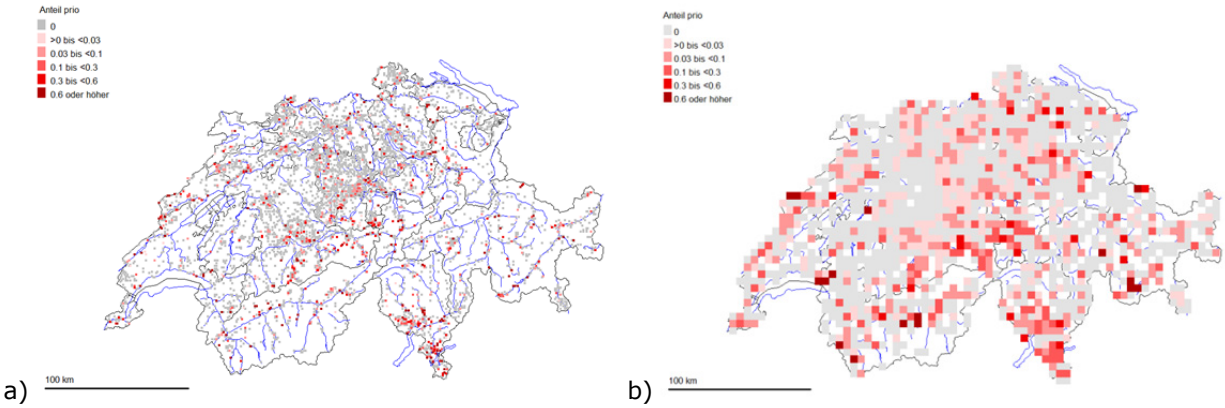


Abbildung 68: Anteil von National Prioritären Moosarten an den Moos-Funden in 1x1 km-Quadraten (a) und 5x5-km Quadraten (Senn-Irlet et al. 2012).

So kommen auch die meisten der in Tabelle 77 aufgelisteten Arten nur an einzelnen Standorten in einem sehr beschränkten Gebiet vor. Etwas weiter verbreitet, aber auch nur an wenigen Fundorten sind die vier alpinen und mitteleuropäischen Endemiten (pers. Mitteilung Norbert Schnyder).

Tabelle 77: Moos-Arten mit sehr begrenztem Vorkommen in der Schweiz. Vgl. auch Reliktarten in Tabelle 76. Quelle: Zusammenstellung von Norbert Schnyder, Datenzentrum Moose Schweiz NISM, 2012.

Endemiten	
Alpine	*Riccia breidleri, Tayloria rudolphiana*
Mitteleuropäische	*Brotherella lorentziana, Bryum versicolor*
Insubrische	*Pseudoleskeella artariae*
Am Rande des Verbreitungsgebietes	
Mediterran	*Epipterygium tozeri, Timmiella anomala, Cryphaea heteromalla, Fossombronia angulosa, Pterygoneurum subsessile*
Kontinental	*Tetraplodon urceolatus*
Ozeanisch	*Fossombronia foveolata, Sphagnum molle, Fissidens celticus, Scapania compacta, Barbilophozia atlantica*

5.3 Pflanzen

Mit den über 3,7 Millionen Fundmeldungen in der Datenbank von Info Flora[21] ist die Lokalisierung der bedeutendsten Gebiete für die Flora der Schweiz möglich. Abbildung 69 zeigt die Anzahl National Prioritärer Arten (BAFU 2011b) in den Welten-Sutter-Flächen. Je nach Anzahl Arten, die in die Auswertung einbezogen werden, ergibt sich ein etwas anderes Bild. Die Karten geben erste Hinweise für die Bedeutung von bestimmten Gebieten. Um einen Handlungsbedarf für bestimmte Gebiete festzulegen, ist eine Verfeinerung der Karten-Auflösung notwendig. Ein diesbezügliches Projekt zur Lokalisierung von „Important Plant Areas" wird demnächst von Info Flora beim BAFU eingereicht.

Die höchste genetische Diversität von Gefässpflanzen findet sich allenfalls in anderen Gebieten als die höchste Artenvielfalt (Abbildung 70).

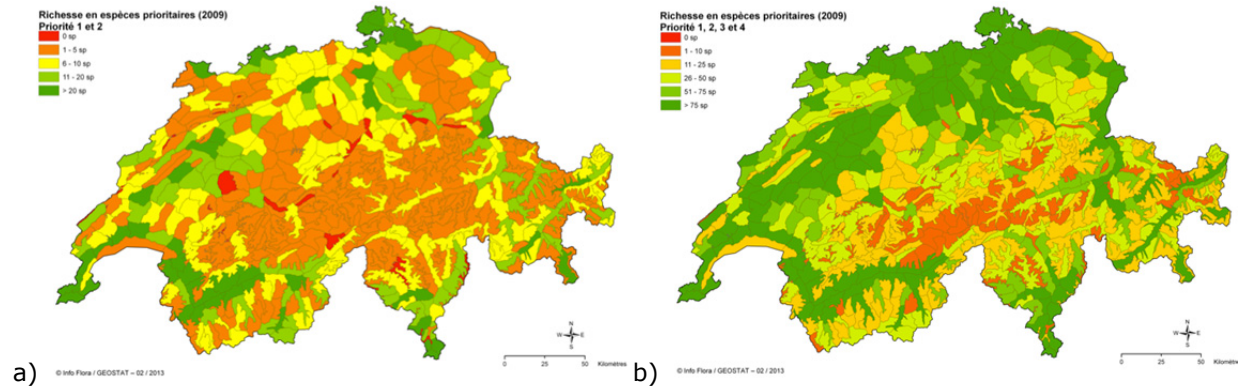


Abbildung 69: Anzahl Prioritärer Pflanzenarten der Kategorien 1 und 2 (a) bzw. aller Prioritären Pflanzenarten (b) in den Welten-Sutter Flächen (Info Flora Februar 2013). In Abbildung (a) lassen die dunkelgrünen Flächen die Biodiversitätszentren erahnen, während in der Karte (b) lediglich die Aussage herauszulesen ist, dass das Vorkommen prioritärer Arten mit zunehmender Meereshöhe abnimmt.

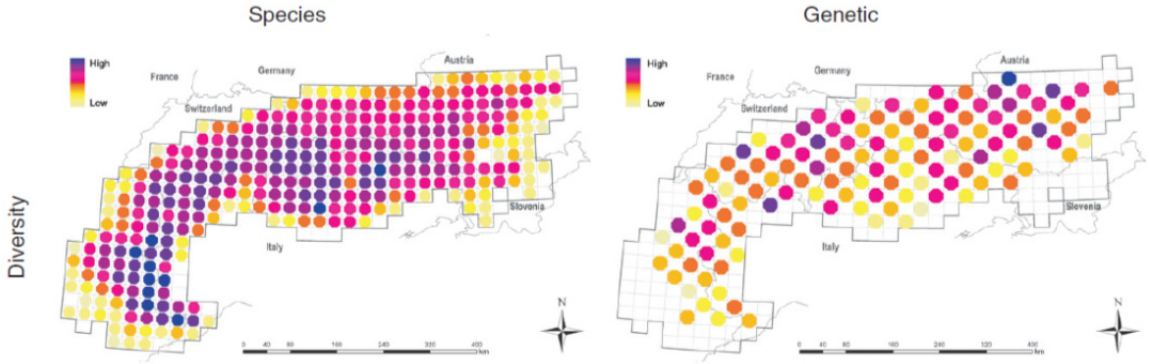


Abbildung 70: Vergleich der Artenvielfalt (links) und der genetischen Diversität (rechts) von Gefässpflanzen in den Alpen (Taberlet et al. 2012).

5.4 Schmetterlinge

Prime Butterfly Areas

Schmetterlings-Arten, die mindestens zwei der folgenden Kriterien erfüllen, wurden ausgewählt, um besonders bedeutende Gebiete für Schmetterlinge zu identifizieren:

- nur in Europa vorkommend
- sind in Anhang II der Berner Konvention oder in der Habitat-Richtlinie aufgelistet
- sind gefährdet.

Für jede der resultierenden 13 Arten wurden maximal drei der besten Gebiete ausgewählt, die falls möglich mehr als 10% der Landespopulation beherbergen. Je nach Seltenheit der Art wurden leicht abweichende zusätzliche Kriterien verwendet. In der Schweiz wurden so 12 prioritäre Gebiete bestimmt (Tabelle 78) und kartografisch abgegrenzt (Carron & et al. 2003).

[21] http://www.infoflora.ch

Tabelle 78: Prime Butterfly Areas in der Schweiz (Carron & et al. 2003).

Nr.	Name	Vegetation	Ziel-arten	Fläche [ha]
CH-01	Allondon-Moulin de Vert (GE)	Trockenwiesen	3	150
CH-02	Südseite Simplon (VS)	Subalpine Hänge mit Silikatgestein, Subalpine Lärchenwälder	4	14‘000
CH-03	Region von Brig (VS)	Steinige (kalkreich) Hänge, Trocken-wiesen	5	45‘000
CH-04	Grindelwald (BE)	(Sub)alpines Grünland	5	6‘000
CH-05	Schweizer Alpen	Gebirge mit Wald, Grünland und Landwirtschaft	10	1‘500‘000
CH-06	Schweizer Zentraljura (BE, JU, SO, BL)	Grünland, Wald, Feuchtgebiete	6	107‘000
CH-07	Region Neuenburgersee (VD, FR, BE, NE)	Feuchtgebiete, Feuchtwiesen	1	13‘000
CH-08	Sennwald (SG)	Wald, Feuchtwiesen, Feuchtgebiete	4	200
CH-09	St.Galler Rheintal (SG)	Feuchtgebiete, Feuchtwiesen	3	19‘200
CH-10	Region Zürichsee (GL, SG, ZH, ZG, AG, TH, SZ)	Grünland, Wald	5	135‘000
CH-11	Saanenland (BE)	Feuchtwiesen	3	2‘000
CH-12	Südliche Hälfte Tessin	Wald, Grünland	2	90‘000

Hotspots der Tagfalterdiversität

Ein Habitat-Modell mit BDM Daten sagt voraus, dass auf 2‘440 km^2 Fläche mehr als 25 Tagfalterarten der Trockenwiesen vorkommen. Diese Flächen liegen hauptsächlich in den Tälern der Zentralalpen. Die Überprüfung mit Felddaten des CSCF zeigte, dass 96% der realen Hotspots (> 25 TW-Tagfalterarten) mit dem Modell vorausgesagt wurden. In 97% der mit Felddaten überprüften Hotspots befinden sich im Umkreis von weniger als 1km kartierte Trockenwiesen und -weiden, wobei dieser Anteil auf 87% sinkt, wenn nur die TWW von nationaler Bedeutung berücksichtigt werden (Koordinationsstelle BDM 2012c)**.**

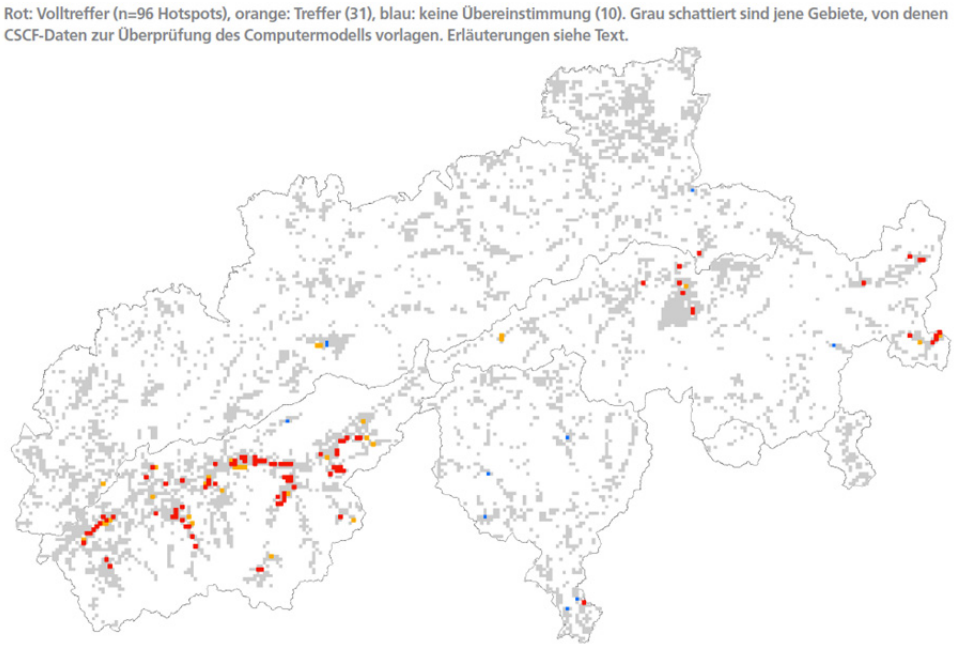


Abbildung 71: Mit BDM-Daten modellierte und mit CSCF-Daten überprüfte Hotspots der Trockenwiesen-Tagfalterarten (Koordinationsstelle BDM 2012c).

5.5 Fische und Krebse

Im Auftrag des BAFUs wird der „Aktionsplan Wanderfische" erarbeitet. In diesem werden auf Einzugsgebietsebene mit Daten des CSCFs sowie einer Umfrage bei den Fischereibeauftragten der Kantone Fliessgewässer mit einem potenziell hohen Stellenwert für Wanderfische identifiziert.

Fischlaichgebiete in Stehenden Gewässern
Die wichtigsten Laichgebiete sind den Berufsfischern häufig bekannt, für gewisse Seen wie z.B. den Walensee sind sie grob kartiert (Planungsamt des Kantons St.Gallen 1999), mit Ausnahme einzelner Arten aber nicht schweizweit erfasst. So sind z.B. die Laichgebiete der nur im Lago Maggiore, Ticino und im Kanalsystem der Bolle di Magadino vorkommenden Savetta (*Chondrostoma soetta*) in einer Studie dokumentiert (Maier et al. 1995; Kirchhofer et al. 2007).

Fischlaichgebiete in Fliessgewässern
16% der Fische, die auf Kies oder Geröll laichen, sind in der Schweiz ausgestorben. 2/3 der heute noch vorkommenden Arten dieser Gruppe befinden sich in den Gefährdungsstufen 1- 3 (Kirchhofer et al. 2007). Fliessgewässerstrecken mit unverschlammter und nicht kolmatierter Sohle sind folglich dringend notwendig. Insbesondere in den grossen Flüssen des Mittellandes mangelt es an fliessgewässertypischen Laichgebieten (pers. Mitteilung A. Peter). Zusätzlich zum Vorhandensein geeigneter Laichgebiete ist die Fischgängigkeit der Gewässer zu geeigneten Laichgebieten unerlässlich.

Für einige Arten wurden wichtige Laichgebiete und/oder Gewässerstrecken identifiziert. Die Ermittlung erfolgte teilweise vor langer Zeit, sodass die Daten für gewisse Arten nicht mehr auf dem aktuellen Stand sind (pers. Mitteilung W. Dönni):

Laichgebiete für die Nase (*Chondrostoma nasus*) wurden schweizweit erfasst (Maier et al. 1995) und später aktualisiert. Von 31 noch bestehenden wurde 10 Laichgebiete von nationaler Bedeutung ausgeschieden (Zbinden et al. 2005) (Abbildung 72).

Gewässerstrecken für Äschenpopulationen (*Thymallus thymallus*) von nationaler Bedeutung wurden aufgrund von Kriterien, wie genetische Besonderheiten und genügende Grössen der Populationen, kartographisch dargestellt und die Ausdehnung der Gewässerabschnitte in den Publikation aufgelistet (Kirchhofer et al. 2002) (Abbildung 72). Der Datensatz zu den Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung umfasst: Verbreitungsgebiet, Kernzonen (Strecken mit fischereibiologischen und/oder ökomorphologischen Besonderheiten), Laichplätze (Strecken mit natürlicher Reproduktion) und Larvenhabitate (Strecken mit Larvenvorkommen).

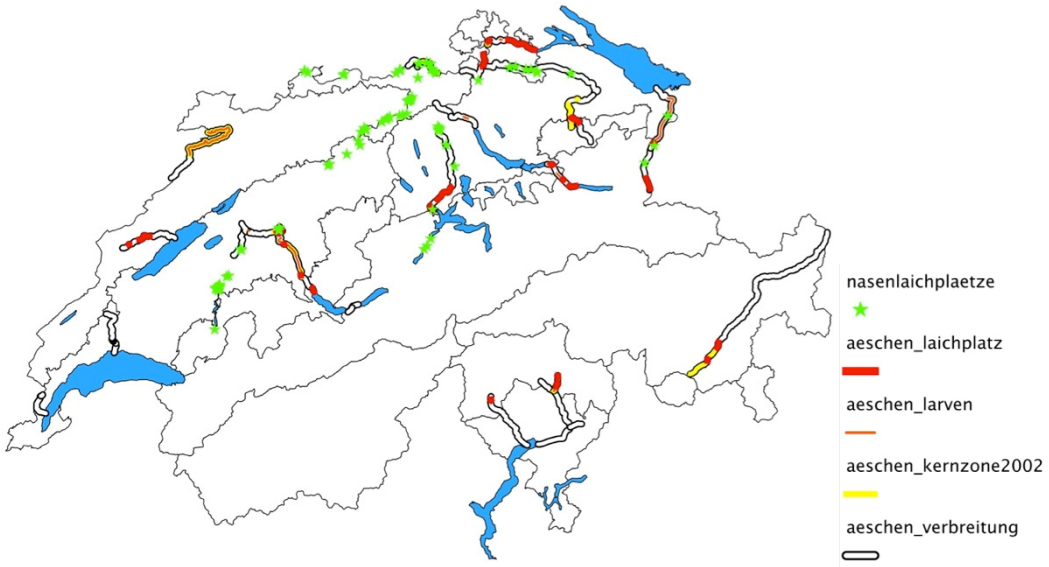


Abbildung 72: Nasenlaichplätze sowie Verbreitungsgebiet, Kernzonen, Laichplätze und Larvenhabitate (BAFU, swisstopo).

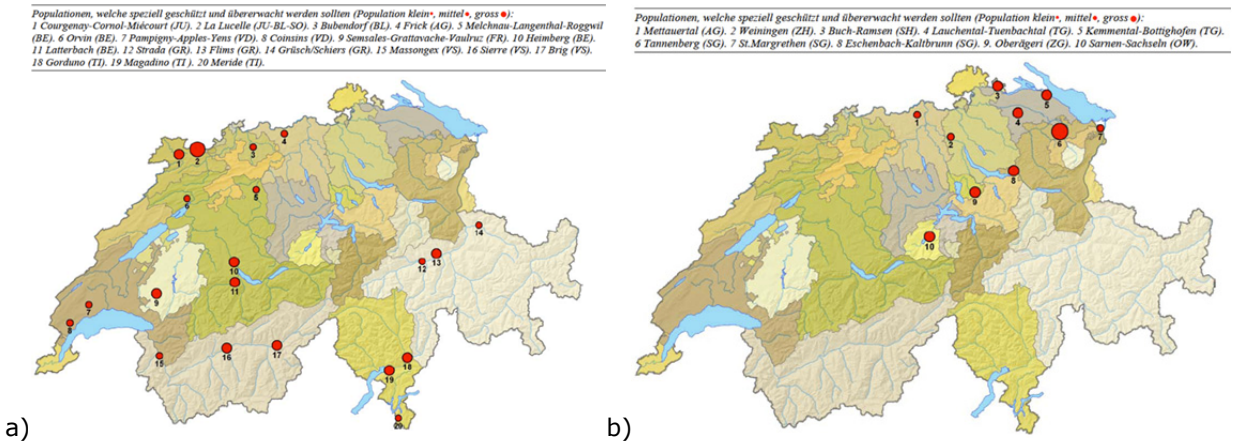
Das natürliche Verbreitungsgebiet des Aprons (*Zingel asper*) beschränkt sich in der Schweiz auf den Doubs. Sowohl das Vorkommen wie auch die potenziell günstigen Standorte mit einer Gesamtlänge von 8'560 m sind kartographisch erfasst (Zaugg et al. 1999). Für die Sofie (*Parachondrostoma to-*

xostoma), die ebenfalls nur in diesem Gewässer vorkommt, ist gemäss Maier et al. (1995) nur ein Laichplatz (Koord. 572.69/244.39) in der Schweiz bekannt.

Nur noch in einem einzigen Gewässer ist ein Restbestand der Marmorforelle (*Salmo trutta marmoratus*), eine norditalienische Unterart der Forelle zu finden (Largiader & Scholl 1995).

Krebse

Für die Flusskrebse liegen Informationen über die Standorte von Populationen je Kanton im Aktionsplan von Stucki & Zaugg (2011) vor. Für Stein- und Dohlenkrebse schlagen sie zudem Genpool-Standorte vor (Abbildung 73).



a) b)

Abbildung 73: Vorgeschlagene Genpool-Standorte für den (a) Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) und den (b) Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) (Stucki & Zaugg 2011).

5.6 Amphibien

Zum spezifischen Schutz der Lebensräume dieser Artengruppe wurden die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung ausgeschieden (Der Schweizerische Bundesrat (2001), Abbildung 74, Tabelle 79), die 2010 ungefähr 6.7% der bekannten Laichgewässer beinhalten (Pellet et al. 2012). Das Inventar unterscheidet zwischen „ortsfesten Objekten" und „Wanderobjekten". Ortsfeste Objekte sind normalerweise die klassischen Teiche und Feuchtgebiete, die daran angrenzenden naturnahen Strukturen (Bereich A), und in einem weiter gefassten Bereich angrenzende Landwirtschaftsflächen und Wälder (Bereich B). Die Wanderobjekte befinden sich in aktiven Abbaugebieten, vorwiegend in Kiesgruben. Die Objekte umschliessen Abbaugebiete ganz oder teilweise, ohne die Gewässerstandorte exakt festzulegen (BAFU 2012c).

Die Laichgebiete von nationaler Bedeutung stellen ein Netz der wichtigsten Laichgebiete dar. Diese Gebiete alleine reichen zur Erhaltung der Amphibien nicht aus (Ryser et al. 2002; Schmidt & Zumbach 2005; Ismail et al. 2009). Alle noch verbliebenen Gewässer sind deshalb unerlässliche für die Erhaltung der Amphibien (vgl. Kapitel 4.1 Stehende Gewässer, Unterkapitel Lebensraumdynamik). Die Entwässerung der Landschaft durch Drainierung (Gimmi et al. 2011), Regulierung von Wasserspiegelschwankungen, Absenkung des Grundwasserspiegels und der Aufhebung der ehemals zahlreichen kleinen Wasserstellen führte nicht nur zum Verlust vieler Laichgewässer, sondern auch von Sommerlebensräumen und Trittsteinen im Biotopverbund (pers. Mitteilung karch). Von besonderer Bedeutung ist der Verlust temporär wasserführender Gewässer und temporär überfluteter Flächen, denn dieser Gewässertyp ist für die Amphibien besonders wichtig und weist den grössten Flächenverlust auf. Zahlreiche andere Tier- und Pflanzen sind ebenfalls auf den nahezu verschwundenen Gewässertyp angewiesen (Welborn et al. 1996). Das Angebot an geeigneten Laichgewässern wieder zu erhöhen und einzelne Populationen zu stärken bzw. ihre Habitatsfläche zu vergrössern ist deshalb prioritär (Schmidt & Zumbach 2005). Dies beeinflusst auch zahlreiche andere Arten und Artengruppen positiv (Davies et al. 2008b).

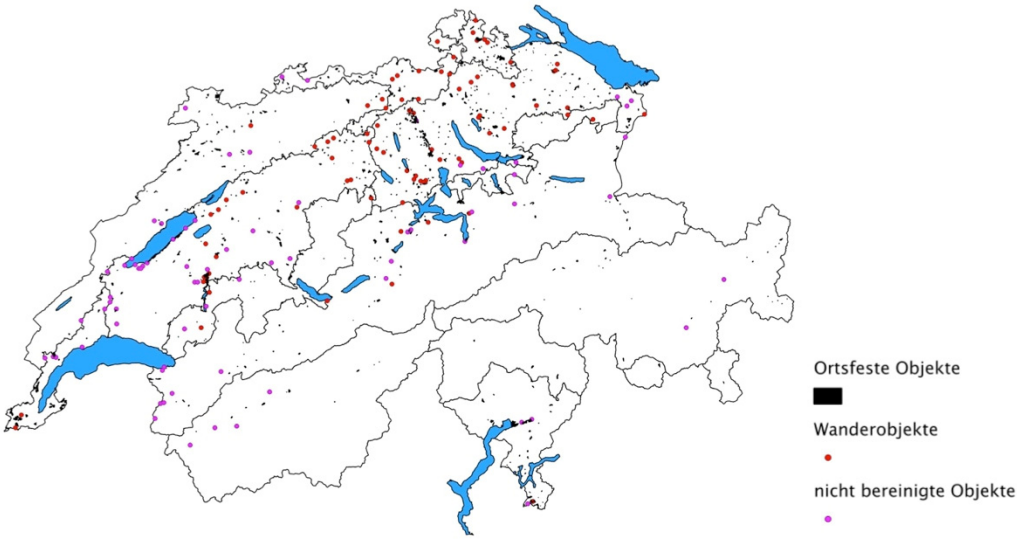


Abbildung 74: Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung, Stand 2007 (BAFU, swisstopo). Ortsfeste und Wanderobjekte sowie Objekte, deren Perimeter noch nicht bereinigt sind (Anhang 4 des Bundesinventares der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (AlgV; SR 451.34)).

Tabelle 79: Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Martin 2011), ohne „nicht bereinigte Objekte" gemäss Anhang 4 der Amphibienlaichgebiete-Verordnung (AlgV; SR 451.34).

Biotop	Schweiz	Jura nat	Mittelland	Alpen-Nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen-südflanke
Ortsfeste Objekte, Zone A [ha]	6896	574	4232	1102	116	127	745
Ortsfeste Objekte, Zone B [ha]	6908	995	4604	676	44	53	538
Total ortsfeste Objekte [ha]	13805	1569	8836	1777	160	180	1282
Total Wanderobjekte [Anzahl]	82						

Amphibienwanderungen finden breit verteilt im Raum statt. Die Wanderungen sind allerdings nur möglich, wenn die Landschaft durchgängig, d.h. nicht durch Hindernisse blockiert, ist. Grosse Populationen gewährleisten zudem eine bessere Vernetzung im Raume.

Bei den saisonalen Wanderungen innerhalb von Populationen konzentrieren sich die aus den verschiedenen Richtungen fächerförmig zusammenkommenden Amphibien nahe an den Laichgewässern jedoch auf engem Raum. Befinden sich Strassen in diesen Bereichen, kann es ohne geeignete Massnahmen (Leitstrukturen und Durchlässe) zu grossen Verlusten kommen. Viele kritische Zugstellen sind bekannt, es existieren aber nicht in allen Kantonen Zusammenstellungen. An diesen Zugstellen findet man normalerweise v.a. die häufigen Amphibienarten der Schweiz (pers. Mitteilung der karch).

5.7 Reptilien

Im Gegensatz zu den Amphibien gibt es kein rechtsgültiges Inventar der Reptilienlebensräume von nationaler Bedeutung. In einigen Kantonen bestehen Reptilieninventare mit denen Flächen (Objekte, Teilobjekte) definiert wurden, die aufgrund ihres Artenspektrums oder der Populationsgrössen eine besondere Bedeutung aufweisen. Mehrere der inventarisierten Kantone haben zudem Kern- und Potenzialgebiete für Reptilien ausgeschieden, denen besondere Aufmerksamkeit zukommt. Als Ergänzung - insbesondere für Kantone ohne Inventare - erarbeitete die karch einen Kriterienkatalog, mit dem die wichtigsten Gebiete für Reptilien im nationalen Vergleich bezeichnet werden können. Daraus entstanden kantonsspezifische Listen mit den wichtigsten Reptilienlebensräumen als Vorranggebiete für den Reptilienschutz und die Reptilienförderung[22]. Es werden zwei Kategorien von Vorranggebieten unterschieden:

Kategorie A: Vorranggebiete ohne Bedarf an Aufwertungs- und Pflegemassnahmen: Dabei handelt es sich vorab um montane und subalpine Lebensräume mit starken Reptilienbeständen, deren Ist-Zustand qualitativ und räumlich erhalten werden soll. Darüber hinaus fallen in diese Kategorie auch grossflächige Lebensräume im Flachland, die im

[22] http://www.karch.ch/karch/d/pro/irnb/irnbfs2.html

Rahmen bestehender Inventare oder durch anderen gesetzlichen Schutz in den meisten Fällen bereits gesichert sind (Südufer des Neuenburgersees als Beispiel). Je nach Schutzstatus bedürfen Vorranggebiete der Kategorie A vorab der Aufmerksamkeit der kantonalen Naturschutzbehörden und verursachen kaum Aufwände.

Kategorie B: Vorranggebiete mit Bedarf an Aufwertungs- und Pflegemassnahmen: In diese Kategorie gehören in erster Linie Perimeter in tieferen Lagen und mit negativen Tendenzen hinsichtlich ihrer Qualität als Reptilienlebensräume. Diesen Tendenzen muss entgegengewirkt werden, um den Lebensraum langfristig zu erhalten und zu verbessern. Als mögliche Beispiele seien Auenwälder mit ungenügender Hochwasserdynamik, verbuschende und verwaldende Offenstandorte im Wald, ungünstige Waldränder, extensives Kulturland sowie stillgelegte Kiesgruben und Steinbrüche genannt.

Aus Artenschutzgründen werden Karten der Vorranggebiete nur Personen/Stellen zur Verfügung gestellt, die sie für gezielte Förderungsmassnahmen benötigen.

5.8 Vögel

Important Bird Areas (IBAs)

Die Schweiz weist gemäss den Kriterien von BirdLife International aus weltweiter bzw. europäischer Sicht für 29 Brutvogelarten eine besondere Verantwortung auf (Heer et al. 2000). Als IBAs wurden Gebiete identifiziert, die einen hohen Bestand dieser Arten aufweisen. Zusätzlich kommen international bedeutende Wasservogelgebiete dazu (vgl. untenstehend). Die Schweiz weist 31 IBAs auf, die je nach Art 20-40% des Schweizer Bestandes beherbergen (Abbildung 75).

Wasservogelgebiete von internationaler und nationaler Bedeutung

Auf Schweizer Seen und Flüssen überwintern jährlich ca. 400‘000-500‘000 Wasservögel. Um die wichtigsten Gewässer zu schützen, hat die Ramsar-Konvention festgelegt, dass Gebiete eine internationale Bedeutung aufweisen, wenn sie zeitweise mehr als 20‘000 Wasservögel oder mehr als 1% der biogeografischen Population einer Art beherbergen. Diese Gebiete überschneiden sich teilweise mit den „Important Bird Areas“ (vgl. obenstehend). In der Schweiz wurden 12 Gebiete mit internationaler und 43 mit nationaler Bedeutung (Schwellenwert von 2% der nationalen Population) ausgewiesen (Marti & Schifferli 1987; Schifferli & Kestenholz 1995) (Abbildung 75).

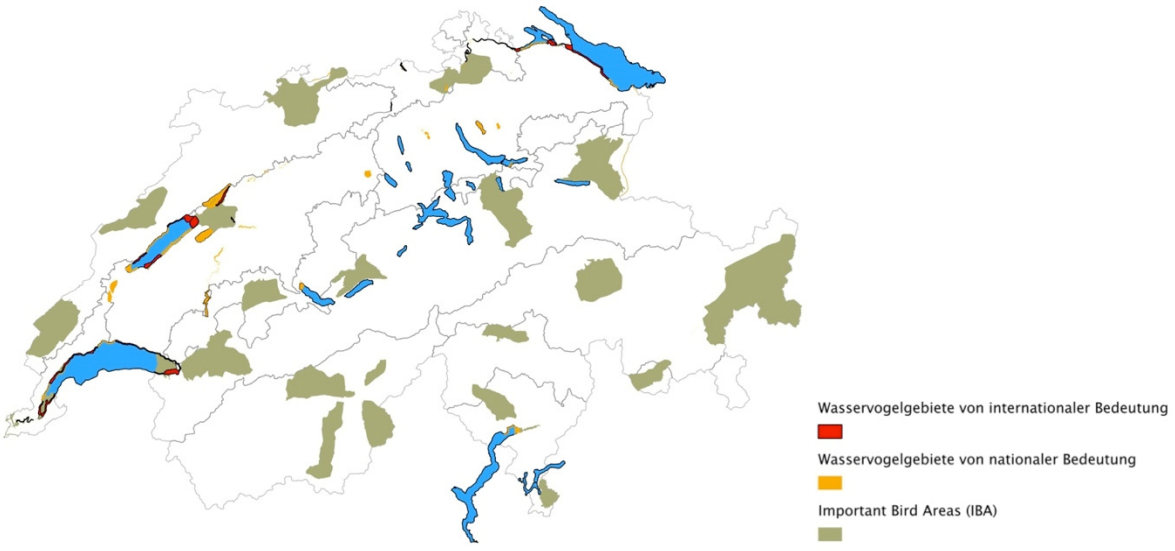


Abbildung 75: Important Bird Areas und Wasservogelgebiete von internationaler oder nationaler Bedeutung (Schifferli & Kestenholz 1995, Heer et al. 2000, Schweizerische Vogelwarte Sempach, BAFU, swisstopo).

Von diesen Gebieten wurden bisher 36 zumindest teilweise über die Verordnung über die Wasser- und Zugvogelreservate von internationaler und nationaler Bedeutung (WZVV) geschützt (Stand 2012). In den WZVV-Reservaten halten sich rund 20% der überwinternden Wasservögel (Keller & Müller 2012) bzw. ca. 40% des Schweizer Bestandes der National Prioritären Gastvögel auf (BAFU 2011b; Keller 2011).

Die WZVV gibt auch die Möglichkeit, weitere Reservate für nicht an Gewässer gebundene Zugvögel auszuscheiden, z.B. den Col de Bretolet.

Limikolenrastplätze

Von Schmid et al. (1992) wurden 35 besonders wertvolle, 126 wichtige und 35 lokal bedeutende Limikolenrastplätze identifiziert. Eine genaue Abgrenzung dieser Gebiete ist schwierig, da es sich um Übergangsbereiche handelt und Flächen oft nur periodisch überschwemmt sind. Das tatsächliche Angebot an Rastplätzen ist deutlich kleiner als die Gesamtanzahl, denn 28% davon sind aufgrund der Abhängigkeit von Wasserständen und Niederschlägen nicht jedes Jahr als Rastplätze geeignet und 70% werden nur in bestimmten Jahreszeiten genutzt. Einige der wichtigsten Limikolenrastplätze wurden ebenfalls in das Inventar der Wasservogelgebiete von nationaler Bedeutung aufgenommen (Schifferli & Kestenholz 1995).

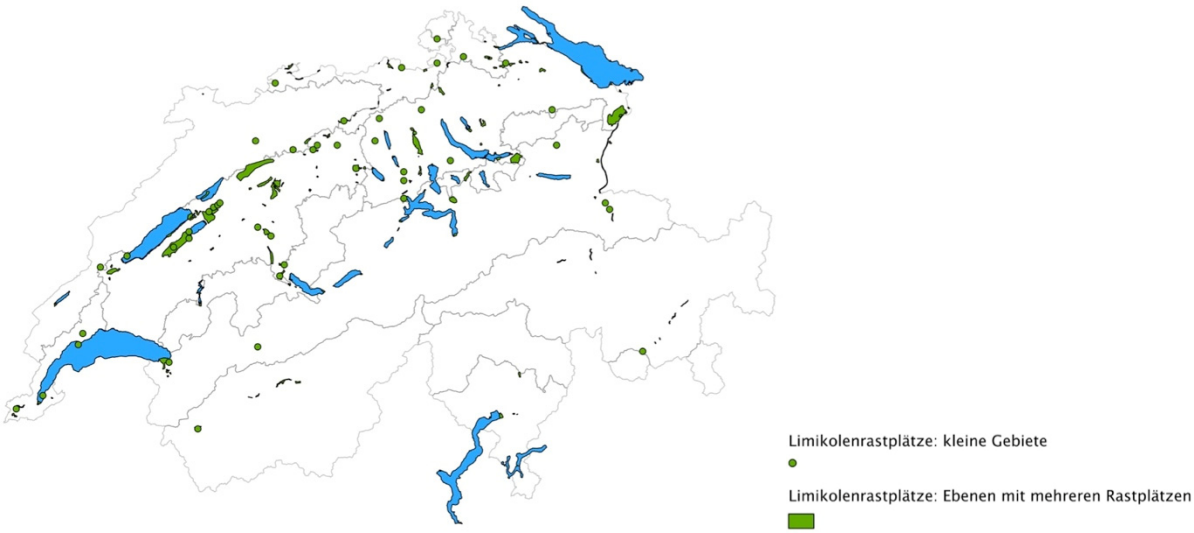


Abbildung 76: Limikolenrastplätze in der Schweiz (Schmid et al. 1992, Schweizerische Vogelwarte Sempach, BAFU, swisstopo).

Vorkommen und Potenzialgebiete von National Prioritären Vogelarten

Weitere bedeutende Gebiete finden sich aufgrund des Vorkommens von National Prioritären Vogelarten (BAFU 2011b; Spaar et al. 2012). Diese wie - teilweise auch Potenzialgebiete z.B. für den Flussuferläufer (Schmid et al. 2010)), - sind bekannt, können aus Artenschutzgründen aber nicht für alle Arten (z.B. Auerhuhn, Mollet et al. 2008) publik gemacht werden.

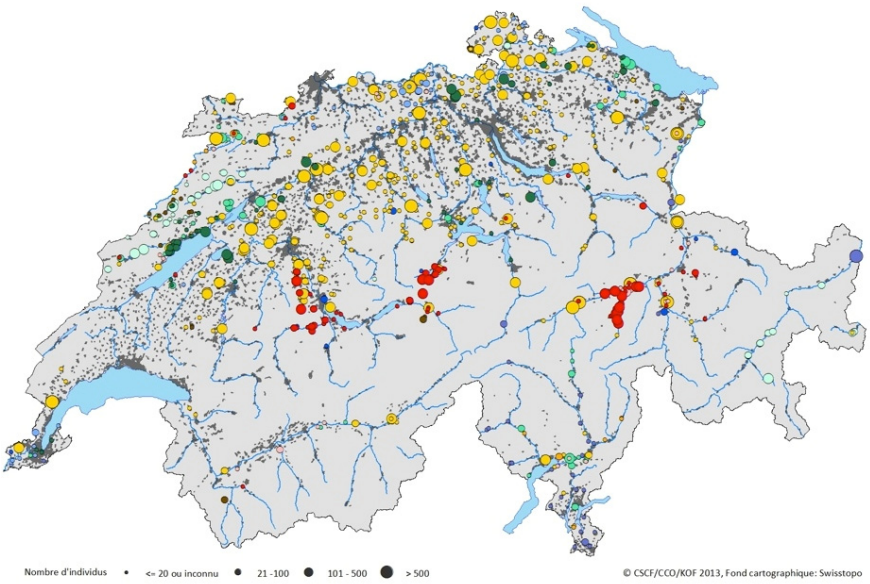
5.9 Fledermäuse (Siedlungsgebiet)

Für das „Konzept Artenförderung Fledermäuse 2013-2020" (Krättli et al. 2013) wurden Massnahmen zur Förderung von 13 National Prioritären Fledermausarten (BAFU 2011b) mit dringendem Massnahmenbedarf und/oder internationaler Verantwortung erarbeitet (sogenannte Nationale Zielarten Fledermäuse).

Fledermäuse sind auf eine Vielzahl von Lebensräumen angewiesen, deren Nutzung sich je nach Art aber auch innerhalb einer Art (jahreszeitlich, geschlechtsspezifisch) unterscheiden kann. Gemäss ihrer Funktion werden Quartier- und Jagdlebensräume sowie Flugkorridore unterschieden. Für Struktur gebundenen Fledermausarten ist es notwendig, dass Quartiere und Jagdlebensräume jeweils durch Flugkorridore verbunden sind. Die Lage von Jagdlebensräumen und der Verlauf von Flugkorridoren sind nur für wenige Fledermaus-Populationen bekannt (Krättli et al. 2013).

Die Sicherung der Quartiere (Wochenstuben, Überwinterungs- und Schwärmquartiere) ist für die Erhaltung der Fledermäuse von zentraler Bedeutung. Denn in den Quartieren findet die Fortpflanzung und Aufzucht der Jungen statt und es versammeln sich jeweils eine grosse Anzahl Individuen einer Population am selben Ort. Dies wie auch Renovationsarbeiten – in den letzten 25 Jahren wurden z.B. rund drei Viertel aller Gebäude mit Wochenstuben des Grossen Mausohr renoviert – verursachen eine potenziell hohe Gefährdung der Fledermäuse in den Quartieren.

Da ausser zwei Arten sämtliche Nationalen Zielarten Fledermäuse vorwiegend Gebäudequartiere zur Jungenaufzucht benutzen, weist das Siedlungsgebiet (Abbildung 77, vgl. auch Kapitel 4.9 Siedlungsraum) für die Erhaltung der Fledermäuse eine besonders hohe Verantwortung auf.



Berücksichtigte National Prioritäre Fledermausarten:
- *Eptesicus nilssonii*
- *Eptesicus serotinus*
- *Vespertilio murinus*
- *Myotis blythii und M. myosotis (Punkte agg.)*
- *Myotis brandtii*
- *Myotis emarginatus*
- *Myotis myotis*
- *Myotis bechsteinii*
- *Plecotus austriacus*
- *Plecotus macrobullaris*
- *Rhinolophus ferrumequinum*
- *Rhinolophus hipposideros*
- *Barbastella barbastellus*

Abbildung 77: Quartiere der Nationalen Zielarten Fledermäuse (National Prioritäre Fledermausarten mit dringendem Massnahmenbedarf und/oder internationaler Verantwortung) in Gebäuden in der Schweiz. Jede Farbe entspricht einer Art, die Grösse der Punkte widerspiegelt die gezählte oder geschätzte Anzahl Individuen. Es ist zu berücksichtigen, dass Zählungen nicht systematisch erfolgen und die verschiedenen Arten unterschiedlich grosse Kolonien bilden. Abgebildet sind Quartiere, deren Existenz nach 1990 durch die Anwesenheit von Individuen bestätigt ist und deren Standorte auf mindestens einen Kilometer genau bekannt ist. Dunkelgraue Flächen entsprechen den urbanen Gebieten der Schweiz gemäss der Landeskarte 1:200'000. Fehlende Punkte in den Kantonen Basel und Waadt sind teilweise auf einen Mangel an Daten zurückzuführen.

5.10 Artengruppen bestimmter Lebensraumbereiche

Für die Lebensgemeinschaften der **Moore** (Kapitel 4.5), **Trockenwiesen und -weiden** (Kapitel 4.6), sowie der **Auen** (Kapitel 4.2), bilden die jeweiligen Biotope von nationaler Bedeutung Hotspots ihrer Vorkommen.

Spezifisch für Arten des **extensiv genutzten Kulturlandes** ermittelten Delarze & Vetterli (2009) basierend auf den Welten-Sutter Flächen (Welten & Sutter 1982) die historische und aktuelle Situation von „landwirtschaftlichen Regionen der Schweiz mit hohem Naturwert" (High Nature Value Farmland). Dies wird in den Kapiteln 4.7 Landwirtschaftliche Kulturen und 4.6 Grünland erläutert. Potenzialgebiete für gewisse dieser Arten wurden zudem im Projekt „Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft" ermittelt (Walter et al. 2013).

Für gefährdete **Pflanzenarten von Ruderalflächen** ermittelte Pro Natura (2000) bedeutende Gebiete (vgl. Kapitel 4.9 Siedlungsraum).

Arten und Lebensräume der Alpen

Für das gesamte Alpengebiet identifizierte der WWF in einem Expertenworkshop und aufgrund bestehender Informationen sogenannte „Priority Conservation Areas", in denen die Erhaltungsbemühungen für Zielarten und -lebensräume verstärkt werden sollen. Die angewendeten Kriterien sind in Lassen & Savoia (2005) aufgelistet.

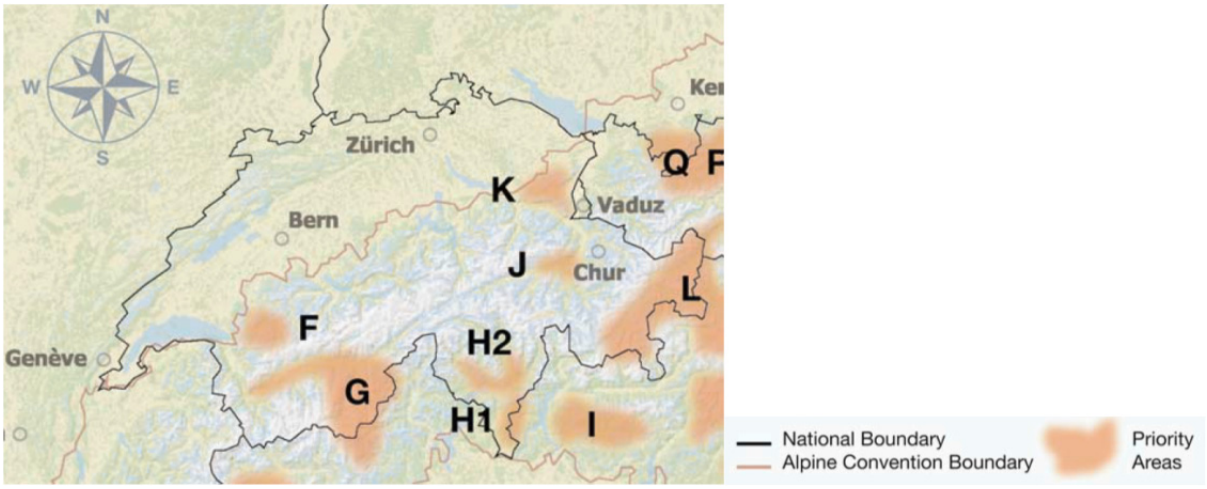


Abbildung 78: Ungefähre Lage und Abgrenzung der vom WWF identifizierte Priority Conservation Areas in den Alpen. F: Alpes Vaudoises, G: Alpi Pennini-Vallée du Rhone-Oberwallis, H1: Sottoceneri, H2: Sottoceneri nel Ticino, J: Bündner Rheintal, K: Alpstein-Churfirsten, L: Engadina-Stelvio/Stilfser Joch (Lassen & Savoia 2005).

Wildnisgebiete

Gemäss BDM-Indikator E3 waren in den 1990er Jahren knapp 8'000 km^2 (19% der Schweiz) der Natur überlassen (Koordinationsstelle BDM 2009b). 87% davon befinden sich über 1800 m.ü.M. Unterhalb von 1200 m.ü.M gibt es ausserhalb von Wäldern fast keine naturüberlassenen Flächen mehr (ca. 7km^2)(Abbildung 79). Als „naturüberlassen" zählen ungenutzte Flächen gemäss Arealstatistik, die mindestens 500 m Abstand zu Siedlungen, Strassen und anderen Infrastrukturen haben. Gewässer sind in der Definition nicht enthalten. In solchen ungenutzten Gebieten können Prozesse ungestört ablaufen, wodurch Lebensraum für spezialisierte Arten entsteht.

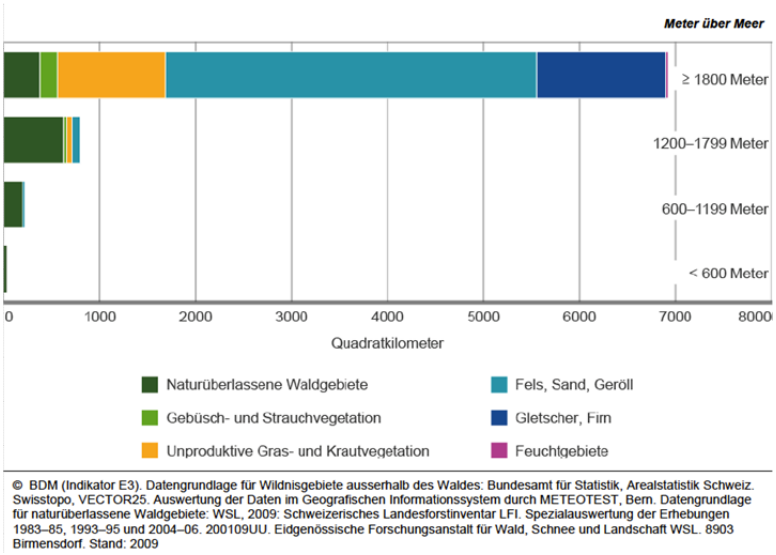
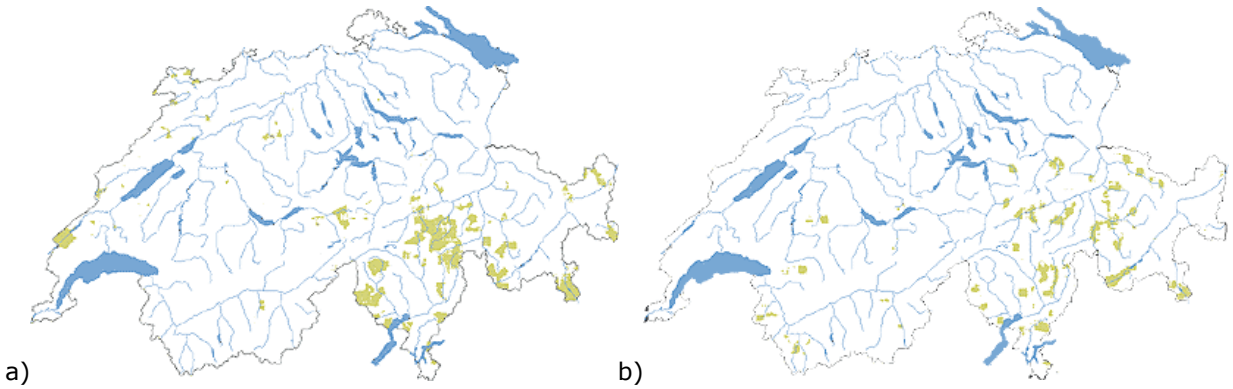


Abbildung 79: Schweizer Wildnisflächen (Koordinationsstelle BDM 2009b).

Daten und Methoden zur Identifikation potenzieller Wildnisgebiete, d.h. wo natürliche Prozesse möglichst ungestört ablaufen können, stehen zur Verfügung[23]. Entsprechende Studien wurden für die Schweiz von verschiedenen Seiten durchgeführt (Broggi 1995b; Pro Natura 2000; Kienast et al. 2007). Je nach verwendeten Kriterien unterscheidet sich jedoch die Lage und Grösse der Gebiete. In Abbildung 80 sind zwei Beispiele dargestellt.

[23] z.B. http://www.wsl.ch/land/products/grossschutz



a) b)

Abbildung 80: Potenzielle Wildnisgebiete (Kienast et al. 2007). Als mögliche Beispiele Überlagerung einer Karte relativ unzerschnittener Gebiete in der Schweiz mit a) einer Karte der Gemeinden, die von Überalterung und Abwanderung betroffen sind, und b) einer Karte der Gebiete, in denen die Waldfläche zunimmt. Weitere Beispiele unter: http://www.wsl.ch/land/products/grossschutz.

6 Übersicht der Ergebnisse der ExpertInnen-Umfrage

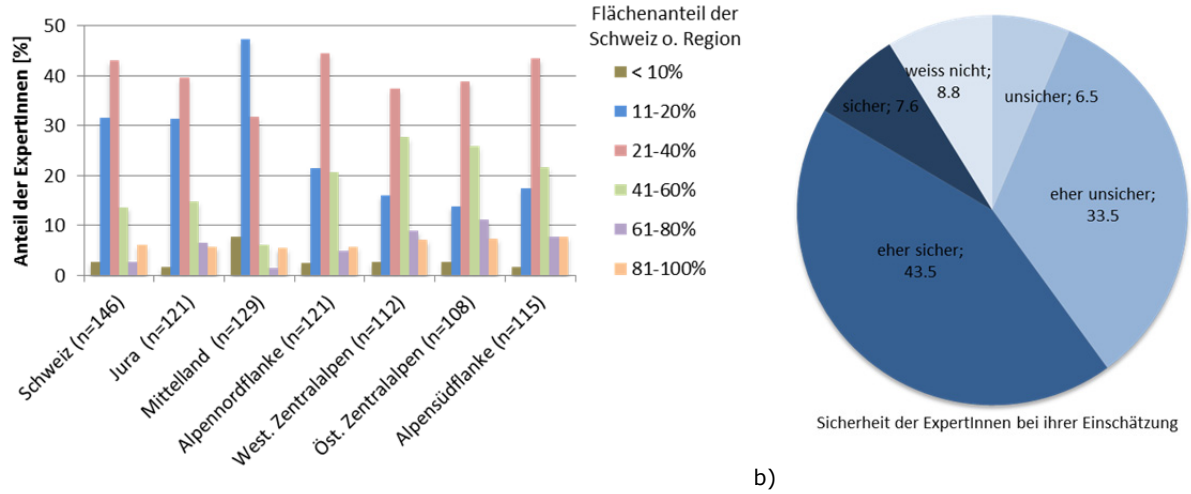
6.1 Flächenbedarf in der Schweiz

Die befragten ExpertInnen schätzen, dass ca. 33% der Schweizer Landesfläche bzw. zwischen 27-42% der Fläche der verschiedenen biogeographischen Regionen notwendig sind, um die Biodiversität und die Ökosystemleistungen in der Schweiz zu erhalten (Tabelle 80). Der Flächenbedarf wird in den Alpengebieten tendenziell höher eingeschätzt als im Tiefland, was mit der grösseren Heterogenität in diesen Regionen erklärt werden kann (vgl. Kapitel 3.3.5). Gemäss der Erläuterung zu der diesbezüglichen Frage sollte die Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen auf dieser Fläche Vorrang haben. Die Fläche kann zusätzlich auch anderweitig genutzt werden, falls dies mit der Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen vereinbar ist.

Abbildung 81 zeigt die Verteilung der Antworten auf die verschiedenen Antwort-Kategorien (Flächenanteile der Schweiz oder Regionen). Abbildung 81b) präsentiert die Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung. Obwohl 51% der ExpertInnen sich bei ihrer Antwort „sicher" oder „eher sicher" waren, handelt es sich um eine grobe Einschätzung des Flächenbedarfes der Biodiversität und von Ökosystemleistungen.

Tabelle 80: Von ExpertInnen geschätzter Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen (Vorrangflächen) in der Schweiz und den biogeographischen Regionen. Dargestellt sind die Mittelwerte ± Standardfehler [% der Schweiz bzw. der Regionen] sowie Anzahl der ExpertInnen (ohne weiss nicht).

	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpennordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüdflanke
Mittelwert ± Standardfehler [%]	33 (±2)	34 (±2)	27 (±2)	36 (±2)	41 (±2)	42 (±2)	40 (±2)
Anzahl ExpertInnen	146	121	129	121	112	108	115



a) b)

Abbildung 81: a) Von ExpertInnen geschätzter Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen (Vorrangflächen) in der Schweiz und den biogeographischen Regionen. b) Anteil [%] der ExpertInnen, die sich bei Ihrer Einschätzung „sicher", „eher sicher", „eher unsicher", „unsicher" waren oder „weiss nicht" angaben.

6.2 Übersicht zu den verschiedenen Lebensräumen

Qualität der Lebensräume

Gemäss der Mehrheit der ExpertInnen ist die aktuelle Qualität der meisten Lebensräume in der Schweiz für die Erhaltung der jeweiligen Biodiversität und Ökosystemleistungen ungenügend („schlecht" oder „eher schlecht") (Tabelle 81). Ausnahmen sind die Grundwasserleiter, die Alpinen Auen und der Wald als Gesamtlebensraum, deren Qualität vom Grossteil der ExpertInnen als „gut" oder „eher gut" eingestuft wird.

Als ungenügend wird von über 80% der ExpertInnen die Qualität der Fliessgewässer-Auen, Feuchtwiesen, Hoch- und Übergangsmoore, Artenreichen Fettwiesen und -weiden, Ruderalstandorte, die Qualität der Kulturlandschaft bezüglich Strukturen sowie die Qualität des Ackerbaugebietes eingeschätzt.

Quantität der Lebensräume

Je nach Lebensraum erachten 90-100% der ExpertInnen die aktuelle Fläche der bearbeiteten Lebensräume als „zu klein" oder „eher zu klein" (Tabelle 81). Ausnahmen bilden Alpine Auen und Gebirgsmagerrasen.

Um die Biodiversität und die Ökosystemleistungen der Lebensräume langfristig zu erhalten, schätzen die ExpertInnen im Mittel, dass für die meisten Lebensräume eine Verdoppelung oder mehr der aktuellen Fläche notwendig wäre (Tabelle 82, Tabelle 83). Für alpine Auen wird weniger als eine Verdoppelung als notwendig erachtet. Die aktuelle Fläche der Gebirgsmagerrasen wird als genügend gross eingeschätzt.

Da nicht für alle Lebensraumtypen genügend genaue quantitative Informationen zu den vorhandenen Flächen bestehen (sie fehlen z.B. für Flachwasserzonen oder Ruderalstandorte), können in solchen Fällen keine Soll-(Ziel-) Werte angegeben werden. Die als notwendig eingeschätzten Vergrösserungen der Lebensraumflächen zeigen aber deutlich, dass auch bei diesen Lebensräumen ein quantitativer Handlungsbedarf besteht.

Die Aussagen fallen für die verschiedenen biogeographischen Regionen der Schweiz unterschiedlich aus. Details sind den einzelnen Lebensraumkapiteln (Unterkapitel ExpertInnen-Umfrage) zu entnehmen. Die Ergebnisse der ExpertInnen-Umfrage werden dort mit Informationen aus der Fachliteratur zum Quantitäts- und Qualitätsbedarf sowie zur notwendigen Anordnung von Flächen der Lebensräume im Raum ergänzt.

Tabelle 81:Qualitativer und quantitativer Ist-Zustand von Lebensräumen in der Schweiz bezüglich der Erhaltung ihrer Biodiversität und Ökosystemleistungen. Anteil der ExpertInnen, die den Ist-Zustand als „schlecht" oder „eher schlecht" bzw. als „zu klein" oder „eher zu klein" einschätzen. n = Anzahl ExpertInnen.

Zustand der Lebensräume in der Schweiz	**Bezug**	**Ist-Zustand [% der Antworten n]**			
		qualitativ schlecht, eher schlecht	n	**quantitativ** zu klein, eher zu klein	n
Flachwasserzonen mit typischer Lebensgemeinschaft	Fläche	71	21	91	20
Stillwasserröhricht	Fläche	75	20	100	22
Kleingewässer (10 - 5'000 m^2)	Dichte	n.a.	-	100	21
Kleinstgewässer (<10 m^2)	Dichte	n.a.	-	100	7
Grundwasserleiter	Volumen	0	4	n.a.	-
Quellen	Dichte	60	10	100	10
natürlich/naturnahe* Fliessgewässerabschnitte	Anteil[b)]	n.a.	-	100	26
Fliessgewässer-Auen (unterhalb 1'800 m.ü.M)	Fläche	88	32	100	26
Alpine Auen	Fläche	37	30	85	19
Flachmoore	Fläche	63	35	97	30
Feuchtwiesen	Fläche	82	17	94	16
Hochmoore und Übergangsmoore	Fläche	91	23	100	23
Artenreiche Fettwiesen- und Weiden	Fläche	82	17	100	16
Trockenwiesen und -weiden	Fläche	75	52	98	30
Gebirgs-Magerrasen	Fläche	0	19	30	11
Wald (gesamt)		33	39	n.a.	-
Lichte Wälder	Anteil[b)]	n.a.	-	91	34
Wälder mit ganzem Lebenszyklus	Anteil[b)]	n.a.	-	91	32
Altholzinseln	Dichte	n.a.	-	91	33
qualitativ gute Waldränder	Anteil[b)]	n.a.	-	91	31
Ackerbaugebiet		91	11	n.a.	-
mit low-input Methoden bewirtschaftete Ackerbaufläche	Anteil[b)]	n.a.	-	100	8
Ökologische Ausgleichsflächen auf der Ackerbaufläche	Anteil[b)]	k.D.	-	100	8
Strukturen u. linearen Elementen in der Kulturlandschaft		84	25	n.a.	-
Strukturen	Dichte	n.a.	-	96	22
lineare terrestrische Elemente	Dichte	n.a.	-	91	22
natürlich/naturnahe[a)] Fliessgewässer und Ufer	Dichte	n.a.	-	100	22
Ruderalstandorte	Fläche	87	15	94	13
Grünflächen im Stadtgebiet	Fläche	71	21	k.D.	-

[a)] gemäss Ökomorphologie Stufe F

[b)] Anteil am Gewässernetz, der Waldfläche, Waldrandlänge oder der Ackerbaufläche

n.a.: nicht anwendbar

k.D.: keine Daten

Tabelle 82: Quantitativer Bedarf von Lebensräumen in der Schweiz, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten: Heutige Lebensraum-Bestände, von ExpertInnen eingeschätzte notwendige Zunahme der Bestände (arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes) sowie daraus errechnete Soll-Flächen, -Dichten oder Anteile. n = Anzahl ExpertInnen.

Quantitativer Bedarf der Lebensräume in der Schweiz	Bezug	Heutiger Bestand	Quelle	Soll-Zunahme [%]	Soll	n
Stehende Gewässer						
Flachwasserzonen mit typischer Lebensgemeinsch	Fläche	k.D.	-	233 (±53)	unbekannt	20
Stillwasserröhricht	Fläche	k.D.	-	221 (±49)	unbekannt	22
Kleingewässer (10 - 5'000 m^2)	Dichte	ca. 1 km^{-2}	eigene Schätzung basierend auf Oertli et al. 2005	284 (±61)	2-10 km^{-2} c)	21
Kleinstgewässer (<10 m^2)	Dichte	k.D.	-	411 (±117)	unbekannt	7
Fliessgewässser und Auen						
Quellen	Dichte	ML bzw. JU: 8.4 bzw. 1.5 km^{-2} (unverdolt: 0.5 bzw. 1.25 km^{-2})	Zollhöfer 1999	221 (±59)	2 - 5 km^{-2} c)	10
natürlich/naturnahe a) Fliessgewässerabschnitte	Anteil b)	54%	Zeh-Weissmann et al. 2009	182 (±38)	100%	26
Fliessgewässer-Auen (unterhalb 1'800 m.ü.M)	Fläche	23'275 ha	Lachat et al. 2010	225 (±41)	76'000 ha	26
Alpine Auen	Fläche	> 22'500 ha	Martin 2011	69 (±20)	> 38'000 ha	19
Moore und Feuchtwiesen						
Flachmoore	Fläche	32'200 ha	Lachat et al. 2010	172 (±39)	82'000	30
Feuchtwiesen	Fläche			139 (±43)		16
Hochmoore und Übergangsmoore	Fläche	1'524 ha	Lachat et al. 2010	189 (±49)	4'400	23
Grünland						
Artenreiche Fettwiesen- und Weiden (ohne SöG)	Fläche	33'300 ha d)	Walter et al. 2013	112 (±42)	71'000 ha	16
Trockenwiesen und -weiden	Fläche	37'000 ha	Lachat et al. 2010	166 (±30)	98'000 ha	30
Gebirgs-Magerrasen	Fläche	k.D.	-	3 (±4)	heutige Fläche	11
Ruderalstandorte und Strukturen						
Ruderalstandorte	Fläche	k.D.	-	113 (±32)	unbekannt	13
Strukturen in der Kulturlandschaft	Dichte	k.D.	-	264 (±53)	unbekannt	22
lineare terrestrische Elemente in der Kulturlandschaft	Dichte	Ø auf LN: 0.6-1.25 km/km^2	basierend auf Walter et al. 2013	181 (±39)	*Min. für Hecken 1km/km² e)*	22
natürlich/naturnahe a) Fliessgewässer und Ufer in der Kulturlandschaft	Dichte	0.2-1.5 km/km^2 (Min bis Max in Kantonen)	eigene Schätzung basierend auf BWG 2006, Zeh-Weissmann 2009	223 (±42)	0.6-4.8 km/km^2	22

k.D.: keine Daten, "-" keine Literatur gefunden
a) gemäss Ökomorphologie Stufe F
b) Anteil am Gewässernetz, der Waldfläche oder der Ackerbaufläche
d) potentiell wertvolles Grünland nach Modell auf der LN
c) unter Berücksichtigung weiterer Expertenmeinungen
e) Literaturangabe

Tabelle 83: Quantitativer Bedarf von Lebensräumen in der Schweiz, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten: Heutige Bestände und von ExpertInnen eingeschätzte Soll-Anteile oder Soll-Dichten (arithmetisches Mittel der klassierten Daten ± Standardfehler des Mittelwertes). n = Anzahl ExpertInnen.

Quantitativer Bedarf der Lebensräume in der Schweiz	Bezug	Heutiger Bestand	Quelle	Soll	n
Wald					
Lichte Wälder	Anteil [%] b)	3.4 % f)	V25 (Swisstopo)	13 (±1)	34
Wälder mit ganzem Lebenszyklus	Anteil [%] b)	9.6 % g)	LFI 2009, BDM E3	20 (±3)	32
Altholzinseln	Anzahl/km^2	< 1	eigene Schätzung	5 (±1)	33
qualitativ gute Waldränder	Anteil [%] b)	1-34% h)	Krüsi et al. 1997, LFI3	40 (±4)	31
Ackerbaugebiet					
mit low-input Methoden bewirtschaftete Ackerbaufläche	Anteil [%] b)	4.9%	BFS 2012	22 (±8)	8
Ökologische Ausgleichsflächen auf der Ackerbaufläche	Anteil [%] b)	0.6%	BLW 2011	10 (±2)	8
Stadtgebiet					
Grünflächen	%/km^2	k.D.	-	18 (±3)	19
Einzelbäume oder andere Gehölze	Anzahl/ha	k.D.	-	13 (±2)	15
kleine Ruderalflächen	Anzahl/ha	k.D.	-	8 (±2)	14
weitere unversiegelte Kleinflächen	Anzahl/ha	k.D.	-	10 (±2)	15

b) Anteil am Gewässernetz, der Waldfläche, der Waldrandlänge oder der Acker
f) ohne lichte Moorwälder
g) Naturüberlassene Waldgebiete
h) je nach Methode
k.D.: keine Daten
"-" : keine Literatur

7 Schlussfolgerungen

Damit die Biodiversität und die Leistungen der Ökosysteme langfristig erhalten bleiben, sind genügend Flächen in der richtigen Qualität nötig, um den Arten und Lebensräumen funktionierende Wechselwirkungen zu ermöglichen.

In der Schweiz haben mehrere Lebensräume in den letzten 150 Jahren Flächenverluste von 90% und mehr erlitten. Auch die Fläche von Lebensraumtypen, die heute unter Schutz stehen, geht weiterhin zurück und ihre Qualität sinkt weiter. Viele sind zudem stark fragmentiert. Die Auswirkungen zeigen sich unter anderem in den Roten Listen der gefährdeten Arten, in denen insgesamt ein Drittel der bewerteten Arten als bedroht eingestuft sind.

Die vorliegende Studie kommt zum Schluss, dass in der Schweiz die aktuelle Qualität, Quantität und die Vernetzung vieler Lebensräume nicht ausreichen, um ihre Biodiversität und Ökosystemleistungen langfristig zu erhalten.

Flächenbedarf
Eine exakte Bestimmung des Flächenbedarfes für die Erhaltung einzelner Arten oder Ökosystemleistungen ist an bestimmten Standorten unter gewissen Bedingungen möglich. Für die gesamte Biodiversität und alle Ökosystemleistungen zusammen sind allerdings nur Schätzungen durchführbar. Denn die Flächenansprüche lassen sich nicht einfach addieren: Einerseits überlagern sich die Flächenansprüche von gewissen Arten und Ökosystemleistungen; die Ansprüche anderer können sich aber auch diametral gegenüberstehen. Zudem sind Flächenansprüche noch längst nicht von allen Lebensräumen, Arten und Ökosystemleistungen im Detail bekannt. Dasselbe gilt für die Auswirkungen zukünftiger globaler und regionaler Entwicklungen.

Für die meisten in dieser Studie bearbeiteten Lebensräume (Seeuferbereiche, Kleingewässer, natürlich/naturnahe Fliessgewässer, Auen im Tiefland, Moore, artenreiche Wiesen und Weiden, Wälder mit ganzem Lebenszyklus und lichte Wälder, Strukturen in der Landschaft, Ruderalstandorte) schätzen die ExpertInnen im Mittel, dass in der Schweiz eine Verdoppelung oder mehr der aktuellen Quantität (Fläche, Dichte, Anteil) notwendig wäre, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen dieser Lebensräume zu erhalten. Für alpine Auen wird weniger als eine Verdoppelung als notwendig erachtet, und die aktuelle Fläche der Gebirgsmagerrasen wird als genügend gross eingeschätzt. Die grössten Defizite bestehen jeweils im Mittelland. Doch auch für andere Regionen werden die Defizite als gross erachtet.

Gesamthaft schätzen die befragten ExpertInnen im Mittel, dass Flächen adäquater Qualität im Umfang von rund einem Drittel der Schweizer Landesfläche bzw. zwischen 27-42% der Fläche in den verschiedenen biogeographischen Regionen notwendig sind, um die Biodiversität und Ökosystemleistungen in der Schweiz zu erhalten. Dieser Flächenbedarf ist nicht gleichzusetzen mit dem Bedarf an Schutzgebietsflächen. Vielmehr handelt es sich ganz allgemein um Flächen – Schutzgebiete oder andere – auf denen die Erhaltung und Förderung der Biodiversität Vorrang hat. Weitere Nutzungen sind also auf solchen Vorrangflächen zulässig, solange sie sich mit dem Ziel des Biodiversitätsvorrangs vereinbaren lassen.

Qualitätsbedarf
Einerseits ist viel Wissen bezüglich der qualitativen Ansprüche verschiedener Arten an ihre Habitate vorhanden, andererseits weiss man aber über viele Arten nur sehr wenig. Generell lassen sich für die verschiedenen Lebensräume Qualitätskriterien und, wenn eine Bewirtschaftung notwendig ist, diesbezügliche Empfehlungen ableiten. Grossräumig wird die Qualität von Lebensräumen in der Schweiz vor allem durch eine zu intensive, zu extensive oder unangepasste Nutzung, durch Nähr- und Schadstoffeinträge, durch die Unterbindung oder Regulierung von natürlichen Prozessen und Wechselwirkungen sowie durch Fragmentierung beeinträchtigt. Eine Einschränkung dieser anthropogenen Gefährdungsfaktoren und eine Minimierung ihrer Auswirkungen sind unerlässlich, sollen Biodiversität und Ökosystemleistungen langfristig erhalten bleiben. Dabei ist standörtlichen Besonderheiten und einzelnen Arten mit abweichenden Lebensraumansprüchen besonders Rechnung zu tragen.

Anordnung von Flächen im Raum
In den verschiedenen Regionen der Schweiz finden sich unterschiedliche Ausprägungen bestimmter Lebensräume, andere Arten und genetisch unterschiedliche Populationen. Für die Erhaltung der Biodiversität ist deshalb die Erhaltung von Flächen in vielen verschiedenen Regionen notwendig. Je nach

betrachtetem Aspekt der Biodiversität weisen bestimmte Gebiete zudem eine besondere Bedeutung auf. Es kann sich dabei um besonders artenreiche Flächen, das Vorkommen von gefährdeten Arten, von Endemiten, Reliktarten oder von Populationen mit einer besonderen genetischen Ausprägung handeln. Aber auch funktionell wichtige Gebiete für die Fortpflanzung, Rast- oder Überwinterungsgebiete, Refugien oder Wanderkorridore, an denen sich Individuen teilweise in grosser Zahl versammeln, spielen eine bedeutende Rolle.

Lebensräume, Lebensgemeinschaften und Populationen funktionieren nicht isoliert. Sie sind für ihr langfristiges Überleben auf einen funktionellen Verbund, d.h. den Austausch von Organismen zwischen Populationen angewiesen. Je nach Mobilität der Arten, Durchlässigkeit der Landschaft und Distanz zwischen Flächen eines Lebensraumes können sich unterschiedliche Lebensgemeinschaften ausbilden.

Bezüglich vieler Ökosystemleistungen ist wichtig, dass sie dort zur Verfügung stehen, wo Menschen leben und von diesen Leistungen profitieren. Allerdings befinden sich Angebot und Nachfrage der Ökosystemleistungen nicht immer am selben Ort. Gerade in städtischen Gebieten mit einer hohen Bevölkerungsdichte und einem erhöhten Bedarf nach gewissen Ökosystemleistungen ist das Risiko eines ungenügenden Angebotes gross. Die Förderung von gewissen Ökosystemleistungen auch in diesen Gebieten ist deshalb besonders wichtig.

Fazit
Die bisher ergriffenen Massnahmen reichen nicht aus, um die Biodiversität und die Leistungen der Ökosysteme in der Schweiz zu bewahren. Ohne zusätzliche Anstrengungen werden die Verluste weitergehen, insbesondere da der Druck auf die Biodiversität im Rahmen des globalen Wandels noch zunehmen dürfte. Um weitere Verluste zu vermeiden, sind einerseits noch bestehende Flächen vollständig zu erhalten und die weitere Fragmentierung zu stoppen. Andererseits sind bei vielen Lebensräumen zusätzlich Aufwertungs-, aber auch Wiederherstellungsmassnahmen erforderlich.

Die Strategie Biodiversität Schweiz bietet die Gelegenheit, die Defizite bezüglich der Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemleistungen anzugehen und mit der Umsetzung geeigneter Massnahmen zu beheben. Wir hoffen, mit diesem Bericht massgeblich zur Entwicklung wirkungsvoller Massnahmen beizutragen.

Schlussendlich empfehlen wir stets nach dem Vorsorgeprinzip zu handeln. Denn einerseits sind viele Aspekte der Biodiversität nicht wiederherstellbar, wenn sie einmal verschwunden sind. Andererseits bestehen bei der Abschätzung des Flächenbedarfes noch viele Unsicherheiten (Kapitel 1.4). Deshalb gilt: Lieber etwas mehr erhalten als heute unbedingt nötig erscheint. Nur so können zukünftige Entwicklungen, nicht zuletzt des Klimawandels und des demographischen Wandels, und ihre allfällig negativen Auswirkungen auf die Biodiversität und die Ökosystemleistungen aufgefangen werden.

8 Dank

Über 200 Expertinnen und Experten haben mit ihrer Zeit und ihrem über Jahre aufgebauten Wissen zum Projekt beigetragen. Wir bedanken uns vielmals für die Unterstützung mit konstruktiver Kritik und wertvollen Inputs sowie für die Teilnahme an der Befragung.

Gegenlesen von Kapiteln/Abschnitten und Gespräche mit Expertinnen und Experten
Thierry Bohnenstengel (CSCF), Kurt Bollmannn (WSL), Leslie Bonard (naturaqua), Fabio Bontadina (SWILD), Andreas Bosshard (Ö+L Büro für Ökologie und Landschaft), Stefan Eggenberg (Info Flora), Stefanie von Fumetti (Universität Basel, Institut für Biogeographie), Sandra Gloor (SWILD), Tom Gonser (EAWAG), Yves Gonseth (CSCF), Philippe Grosvernier (LIN'eco), Edi Hoehn (ehemals EAWAG), Christoph Iseli (Iseli & Bösiger), Markus Jenny (Schweizerische Vogelwarte), Verena Keller (Schweizerische Vogelwarte), Hubert Krättli (KOF), Meinrad Küchler (WSL), Andreas Meyer (karch), Benedikt Schmid (karch), Norbert Schnyder (NISM), Silvia Stofer (SwissLichens), Gaby Volkart (atena), Armin Peter (EAWAG), Beatrice Senn-Irlet (SwissFungi), Thomas Walter (Agroscope), Hansruedi Wildermuth, Silvia Zumbach (karch)

Gespräche mit Expertinnen und Experten
Christof Angst (CSCF), Simon Birrer (Schweizerische Vogelwarte), Christophe Bornand (Universität Bern, IPS), Veronika Braunisch (Universität Bern, Conservation Biology), Roman Graf (Schweizerische Vogelwarte), Rolf Holderegger (WSL), Robert Home (FiBL), Daniel Küry (Life Science AG), Pascal Moeschler (CCO), Lyonel Sager (Info Flora), Christoph Scheidegger (WSL), Hans Schmid (Schweizerische Vogelwarte), Reto Spaar (Schweizerische Vogelwarte), Martin Urech (puls Umweltberatung)

Teilnahme am Fragebogen und Kommentare
Angelika Abderhalden, Adrian Aebischer, Dunja Al Jabaji, Martin Albrecht, Florian Altermatt, Franziska Andres, Raphaël Arlettaz, Georg Artmann-Graf, Pascale Aubert, Jonas Barandun, Sylvie Barbalat, David Bärtschi, Ariel Bergamini, Eric Bernardi, Daniel Berner, Guy Berthoud, Lorenzo Besomi, Herbert Billing, Simon Birrer, Stefan Birrer, Wolfgang Bischoff, Michel Blant, Josef Blum, Steffen Boch, Thierry Bohnenstengel, Kurt Bollman, Daniel Bolt, Leslie Bonnard, Fabio Bontadina, Frank Borleis, Christophe Bornand, Andreas Bosshard, Peter Brang, Veronika Braunisch, Stève Breitenmoser, Thomas Breunig, Thomas Briner, Mario Broggi, Serge Buholzer, François Claude, Philippe Clerc, Thomas Dalang, Bertrand de Montmollin, Raymond Delarze, Manuela di Giulio, Verena Doppler-Amrein, Stefan Dummermuth, Stefan Eggenberg, Samuel Ehrenbold, Fredy Elber, Elizabeth Feldmeyer, Isabelle Flöss, Adrienne Frei, Pierre Galland, Antoine Gander, Antoine Gander, Jean-Claude Gerber, Christoph Germann, Stefan Gerster, Andreas Gigon, Jean-Michel Gobat, Saskia Godat, Laurent Gogniat, Tom Gonser, Ulrich Graf, Ernst Grütter-Schneider, Felix Gugerli, Susanne Haertel-Borer, Rolf Hangartner, Ambros Hänggi, Daniel Hartmann, Josef Hartmann, Raimund Hipp, Karl & Heidi Hirt, Eduard Hoehn, Rolf Holderegger, Simone Hunziker, Nicole Imesch, Christoph Iseli, Martin Jäggi, Philippe Jeanneret, Markus Jenny, Markus Jenny, Susanne Kaufmann, Arthur Kirchhofer, Eva Knop, Meinrad Küchler, Peter Kull, Thibault Lachat, Robert Lovas, Verena Lubini, Stephan Lussi, Alain Maibach, Karin Marti, Guido Maspoli, Thomas Mathis, Yvan Matthey, Anton Mayr, Andreas Meyer, Adrian Möhl, Pierre Mollet, Jean-Louis Moret, Andreas Müller, Christoph Oberer, Beat Oertli, Olivier Overney, Nicola Patocchi, Markus Peintinger, Jérôme Pellet, Boris Pezzatti, Lukas Pfiffner, Matthias Plattner, Christophe Praz, Anita Python, Eduard Ramp, Petra Ramseier, Thomas Ravessoud, Kurt Räz, André Rey, Sibylla Rometsch, Andreas Rotach, Christian Roulier, Manuel Ruedi, Jan Ryser, Thomas Sattler, Olivier Schär, Alfred Schären, Christoph Scheidegger, Bruno Schelbert, Jürg Schmid, Silvio Schmid, Hans Schmocker, Norbert Schnyder, Nicola Schoenenberger, Beatrice Senn-Irlet, Eva Spehn, André Stapfer, Patrick Steinmann, Silvia Stofer, Catherine Strehler-Perrin, Lukas Taxböck, Jean-Paul Theurillat, Sabine Tschäppeler, Martin Urech, Marcel van der Heijden, Pascal Vittoz, Bertrand von Arx, Stefanie von Fumetti, Beat von Wyl, Gerhard Vonwil, Mathias Vust, André Wagner, Walter Wagner, Rolf Waldis, Thomas Walter, Beatrice Werffeli, Emmanuel Wermeille, Beat Wermelinger, Patrik Wiedemeier, Hansruedi Wildermuth, Mirko Zanini, Heiner Ziegler, Jens Zollhöfer, Silvia Zumbach, sowie weitere 29 Personen, die nicht namentlich erwähnt werden möchten

Finanzierung
Das Bundesamt für Umwelt hat die Studie massgeblich finanziert – auch dafür danken wir herzlich.

9 Literatur

Albrecht, H. 2005. Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. Weed Research **45**:339–350.

Albrecht, L. 1991. Naturwaldreservate: Leitbild für den Wirtschaftswald. Nationalpark **3**:42–46.

Albrecht, M., P. Duelli, C. Müller, D. Kleijn, and B. Schmid. 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. Journal of Applied Ecology **44**:813–822.

Albrecht, M., B. Schmid, Y. Hautier, and C. B. Müller. 2012. Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. Proc. R. Soc. B **279**:4845–4852.

AlgV; SR 451.34. 2001. Verordnung über den Schutz der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Amphibienlaichgebiete-Verordnung; AlgV) vom 15. Juni 2001. Stand am 1. Februar 2010.

Allan, E. et al. 2013. A comparison of the strength of biodiversity effects across multiple functions. Oecologia. DOI 10.1007/s00442-012-2589-0.

Alp, M., T. Karpati, S. Werth, and W. Gostner. 2011. Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fliessgewässern. Wasser Energie Luft **3**:216–223.

Alp, M., I. Keller, A. M. Westram, and C. T. Robinson. 2012. How river structure and biological traits influence gene flow: a population genetic study of two stream invertebrates with differing dispersal abilities. Freshwater Biology **57**:969–981.

Altermatt, F., M. Seymour, and N. Martinez. 2013. River network properties shape α- and β-diversity patterns of aquatic insect communities across major drainage basins. Journal of Biogeography **submitted**.

Amcoff, M., and P. Eriksson. 1996. Occurrence of Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus at the scales of forest stand and landscape. Ornis Svecica **6**:107–119.

Angelone, S., F. Kienast, and R. Holderegger. 2011. Where movement happens: scale-dependent landscape effects on genetic differentiation in the European tree frog. Ecography **34**:714–722.

Angst, C. 2010. Mit dem Biber leben. Bestandeserhebung 2008; Perspektiven für den Umgang mit dem Biber in der Schweiz. Umwelt-Wissen **1008**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

ARE. 2006. Sachplan Fruchtfolgeflächen FFF: Vollzugshilfe 2006. Bundesamt für Raumentwicklung.

ARE. 2009. Monitoring urbaner Raum Schweiz - Analysen zu Städten und Agglomerationen. Bundesamt für Raumentwicklung.

ARE. 2012. Analyse der Trends der Siedlungsflächenentwicklung im Mittelland, im Jura und in Teilen der Alpen. Auswertungen aus raumplanerischer Sicht auf Basis der Arealstatistik Schweiz des Bundesamts für Statistik.

ARE, and BAFU. 2007. Landschaft unter Druck. 3. Fortschreibung. Beobachtungsperiode 1989-2003. Bundesamt für Raumentwicklung, Bundesamt für Umwelt.

ARE, BAFU, and BFS. 2011. Landschaftstypologie Schweiz. Teil 2, Beschreibung der Landschaftstypen.

Arlettaz, R., M. L. Maurer, P. Mosimann-Kampe, S. Nusslé, F. Abadi, V. Braunisch, and M. Schaub. 2011. New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. Journal of Ornithology **153**:229–238.

Arn, D., A. Gigon, and D. Gut. 1997. Bodenpflege-Massnahmen zur Erhaltung gefährdeter Zwiebelpflanzen in begrünten Rebbergen der Nordostschweiz. Schweizerische Zeitschrift für Obst- und Weinbau **133**:40–42.

Arnold, M., B. Schwarzwälder, K. Beer-Tóth, M. Zbinden, and K. Baumgart. 2009. Mehrwert naturnaher Wasserläufe. Untersuchung zur Zahlungsbereitschaft mit besonderer Berücksichtigung der Erschliessung für den Langsamverkehr. Umwelt-Wissen Nr. **0912**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Arrhenius, O. 1921. Species and area. Journal of Ecology **9**:95–99.

Association de la Grande Cariçaie. 2012. Grande Cariçaie. Retrieved November 2, 2012, from http://www.grande-caricaie.ch.

Auderset Joye, D., and A. Schwarzer. 2012. Rote Liste Armleuchteralgen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Umwelt-Vollzug Nr. **1213**. Bundesamt für Umwelt, Laboratoire d'écologie et de biologie aquatique (LEBA) der Universität Genf, Bern und Genf.

Auenberatungsstelle (Red.). 2008. Auendossier: Faktenblätter. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Aufsichtskommission Vierwaldstättersee. 2009. Zustand der Ufer am Vierwaldstättersee. Informationsmagazin der Aufsichtskommission Vierwaldstättersee (AKV).

Aviron, S. et al. 2005. Evaluation der Ökomassnahmen - Bereich Biodiversität. Schriftenreihe der FAL **56**:6–10.

Aviron, S., F. Herzog, I. Klaus, B. Schüpbach, and P. Jeanneret. 2011. Effects of Wildflower Strip Quality, Quantity, and Connectivity on Butterfly Diversity in a Swiss Arable Landscape. Restoration Ecology **19**:500–508.

Aviron, S., P. Jeanneret, B. Schupbach, and F. Herzog. 2007. Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment **122**:295–304.

BAFU. 1989. Inventar der Schwingrasen. GIS-Daten.

BAFU. 2002. Handbuch Moorschutz in der Schweiz. Umwelt-Vollzug **8809**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU. 2006a. Kleinseen in der Schweiz - ein Überblick. Excel-File. Retrieved July 24, 2012, from http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/.

BAFU. 2006b. Kleinseen in der Schweiz - ein Überblick. pdf-File. Retrieved July 24, 2012, from http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/.

BAFU. 2006c. Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004–2006. Umwelt-Zustand **0903**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU. 2007a. Seen in der Schweiz. Retrieved July 24, 2012, from http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/.

BAFU. 2007b. Ordnung im Schweizer Gewässernetz?!. Flussordnungszahlen nach Strahler für das digitale Gewässernetz 1:25'000 der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU. 2008. Aueninventar. Retrieved September 12, 2012, from http://www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/07839.

BAFU. 2009. Bestimmung des Abflussregimetyps. Retrieved September 22, 2012, from http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/08987/08998/index.html?lang=de).

BAFU. 2011a. Stickstoffeintrag aus der Luft verändert Vielfalt. BDM-FACTS **3**.

BAFU. 2011b. Liste der National Prioritären Arten. Arten mit nationaler Priorität für die Erhaltung und Förderung, Stand 2010. Umwelt-Vollzug **1103**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU. 2012a. Grundwasserschutzzonen bei Lockergesteinen. Ein Modul der Vollzugshilfe Grundwasserschutz. Umwelt Vollzug **1207**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU. 2012b. Smaragd-Gebiete. Retrieved March 5, 2013, from http://www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/07847/index.html?lang=de.

BAFU. 2012c. Schutzgebiet & Biotopinventare. Retrieved March 5, 2013, from http://www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/.

BAFU, and BFS (Hrsg.). 2011. Umwelt Schweiz 2011. Bern und Neuchâtel.

BAFU, and GRID-Europe. 2010. Swiss Environmental Domains. A new spatial framework for reporting on the environment. Environmental Studies **1024**. Federal Office for the Environment (FOEN), Berne.

BAFU und BLW. 2008. Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen **0820**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Baker, W. L. 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. Landscape Ecology **7**:181–194.

Baldi, A., and T. Kisbenedek. 2000. Bird species numbers in an archipelago of reeds at Lake Velence, Hungary. Global Ecology & Biogeograpy **9**:451–461.

Baldock, D. 1990. Agriculture and habitat loss in Europe. WWF International Cap Discussion Paper **3**.

Balvanera, P., A. B. Pfisterer, N. Buchmann, J.-S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli, and B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecology letters **9**:1146–56.

Barkman, J. J. 1989. A critical evaluation of minimum area concepts. Vegetatio **85**:89–104.

Barqui, N., and M. Scarsbrook. 2008. Management and conservation strategies for coldwater springs. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems **18**:580–591.

Baumann, P., A. Kirchhofer, and U. Schälchli. 2012. Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt. Umwelt Vollzug **1203**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Baumann, P., and I. Klaus. 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie. Vollzug Umwelt, Mitteilungen zur Fischerei **75**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Beher, J., T. Lachat, and T. Wohlgemuth. 2010. Wildnispotential in Wäldern des Schweizer Mittellandes. Interner Bericht. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.

Bekessy, S. A., M. White, A. Gordon, A. Moilanen, M. A. Mccarthy, and B. A. Wintle. 2012. Transparent planning for biodiversity and development in the urban fringe. Landscape and Urban Planning **108**:1–10.

Benda, L. E. E., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess, and M. Pollock. 2004. The Network Dynamics Hypothesis : How Channel Networks Structure Riverine Habitats. BioScience **54**:413–428.

Benitez-Lopez, A., R. Alkemade, and P. A. Verweij. 2010. Are Mammal and Bird Populations Declining in the Proximity of Roads and other Infrastructure? CEE review 09-007 (SR68). Collaboration for Environmental Evidence.

Berec, L., E. Angulo, and F. Courchamp. 2007. Multiple Allee effects and population management. Trends in ecology & evolution **22**:185–91.

Bergamini, A., M. K. Obrist, and M. Nobis. 2011. Der artenreichste Quadratkilometer der Schweiz. Bull. Murithienne **128**:7–42.

Bergamini, A., and D. Pauli. 2001. Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. Journal of Bryology **23**:331–339.

Bergamini, A., M. Peintinger, S. Fakheran, H. Moradi, B. Schmid, and J. Joshi. 2009a. Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **11**:65–79.

Bergamini, A., S. Ungricht, and H. Hofmann. 2009b. An elevational shift of cryophilous bryophytes in the last century - an effect of climate warming? Diversity and Distributions **15**:871–879.

Berger, G., and H. Pfeffer. 2011. Naturschutzbrachen im Ackerbau. Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt. Natur & Text, Rangsdorf.

Bergman, K. O., and O. Kindvall. 2004. Population viability analysis of the butterfly Lopinga achine in a changing landscape in Sweden. Ecography **27**:49–58.

Berthoud, G., R. P. Lebeau, and A. Righetti. 2004. Nationales ökologisches Netzwerk REN. Schlussbericht. Schriftenreihe Umwelt **373**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BFS. 2004. Gliederung städtisch – ländlich, Volkszählung 2000. Retrieved from http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/regionen/11/geo/analyse_regionen/04.parsys.0003.PhotogalleryDownloadFile1.tmp/k00.06s.pdf.

BFS. 2005a. Offenes Ackerland nach Kulturarten und Rebareal (Schätzungen und Anbaustatistiken). Excel-File hs-d-07.02.02.01. Bundesamt für Statistik.

BFS. 2005b. Feldobstbaumbestand nach Kantonen und Sorten 1885/88-1991 (Obstbaumzählungen). Excel-file hs-d-07.02.02.03. Bundesamt für Statistik.

BFS. 2010. Siedlungswachstum in der Schweiz. Landschaft Schweiz im Wand. BFS Aktuell. Raumnutzung und Landschaft **1**. Bundesamt für Statistik.

BFS. 2011. Flächen für Freizeit, Erholung und Sport. Landschaft Schweiz im Wandel. BFS Aktuell. Raumnutzung und Landschaft **2**. Bundesamt für Statistik.

BFS. 2012a. Die Waldausbreitung im Alpenraum. Landschaft Schweiz im Wandel. BFS Aktuell. Raumnutzung und Landschaft **3**. Bundesamt für Statistik.

BFS. 2012b. Landwirtschaftliche Nutzfläche. Ohne Sömmerungsweiden. 1985-2011. Excel-File je-d-07.02.02.01.

BFS. 2012c. STAT-TAB: Die interaktive Statistikdatenbank, Landwirtschaft. Retrieved March 21, 2013, from http://www.pxweb.bfs.admin.ch/.

BFS. 2013. Ständige Wohnbevölkerung im städtischen und ländlichen Raum. Retrieved February 23, 2013, from http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/01/02/blank/key/raeumliche_verteilung/agglomerationen.html.

BFS (Hrsg.). 2005. Arealstatistik Schweiz, Zahlen – Fakten – Analysen. Bundesamt für Statistik.

Biaggi, D. 2005. Praxishilfe zur Bemessung des Zustrombereichs Zu. Vollzug Umwelt **2509**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Bianchi, F. J., C. J. Booij, and T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proc Biol Sci. **273**:1715–27.

Biggs, R. et al. 2012. Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. Annual Review of Environment and Resources **37**:421–448.

Billeter, R. et al. 2007. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. Journal of Applied Ecology **45**:141–150.

Bilton, D. T., J. R. Freeland, and B. Okamura. 2001. Dispersal in Freshwater Invertebrates. Annual Review of Ecological Systems **32**:159–81.

Birrer, S., and L. Kohli. 2007. Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland Vogelarten im Mittelland? Der Ornithologische Beobachter **104**:189–208.

Birrer, S., J.-L. Zollinger, M. Jenny, F. Korner-Nievergelt, and N. Zbinden. 2012. Gibt es ein optimales Alter von Buntbrachen? N+L Inside **3**:14–18.

Bischoff, A. 2005. The importance of seed dispersal in restoring weed communities. Agri. Ecosyst. Environ. **106**:377–387.

Blandin, P. 1995. Les forêts, développement ou conservation durable. Le Courrier de l'environnement, INRA:47–52.

Bleeker, W., U. Schmitz, and M. Ristow. 2007. Interspecific hybridisation between alien and native plant species in Germany and its consequences for native biodiversity. Biological Conservation **137**:248–253.

BLW. 2008. Konzept für die Bienenförderung in der Schweiz. Bericht der vom BLW beauftragten Arbeitsgruppe zur Motion Gadient "Förderung der Bienen in der Schweiz". Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

BLW. 2012. Agrarbericht 2012. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Bobbink, R., and J.-P. Hettelingh. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Pages 23–25 Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. UNECE Coordination Centre for Effects.

Boggia, S., and M. Schneider. 2012. Schafsömmerung und Biodiversität. Bericht aus dem AlpFUTUR-Teil- projekt 24 «SchafAlp». Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.

Bolliger, M., N. Imesch, and R. Schnidrig. 2012. Waldreservatspolitik der Schweiz: Zwischenbilanz und Perspektiven aus Sicht des Bundes (essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **163**:199–209.

Bolliger, P. 2012. Vernetzung - Biotopverbund. Modelle und Theorien. Vortrag an der KBNL-Tagung von 29. März 2012.

Bollmann, K. 2011. Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. Forum für Wissen:27–36. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Bollmann, K., A. Bergamini, B. Senn-Irlet, M. Nobis, P. Duelli, and C. Scheidegger. 2009. Konzepte, Instrumente und Herausforderungen bei der Förderung der Biodiversität im Wald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **160**:53–67.

Bollmann, K., and J. Müller. 2012. Naturwaldreservate: welche, wo und wofür? (essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **163**:187–198.

Bontadina, F., A. Britschgi, and A. Theiler. 2004. Use of an artificial hedgerow as flight path by an endangered bat species: a field expertiment and its implications for conservation. Proceedings of the Society for Conservation Biology - 18th Annual Meeting, New York.

Bornand, C., and F. Ciardo. 2011. Atriplex micrantha: un néophyte arrivé incognito en Suisse et déjà largement distribué sur les autoroutes du Plateau. Bulletin du Cercle vaudois de botanique **40**:107–114.

Bosch & Partner GMBH, and Büro für Umwelt- und Regionalentwicklung. 2000. Kriterienkatalog zur Gestaltung von Ackerschlägen im Agrarraum - Landschaftsökologische Aspekte. Endbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.

Boschi, C., R. Bertiller, and T. Coch. 2003. Die kleinen Fliessgewässer - Bedeutung, Gefährdung, Aufwertung. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zurich.

Bosshard, A. 1998. Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. Ein Beitrag zur Optimierung der ökolgischen Aufwertung der Kulturlandschaft und zum Verständnis mesischer Wiesen-Ökosysteme. Dissertation ETH Nr. 19922. ETH Zürich.

Bosshard, A., S. Eggenberg, C. Huber, and G. Volkart. 2009. In-situ-Erhaltung von Futterpflanzen - Pilotprojekt Alpennordflanke. Bericht im Rahmen des nationalen Aktonsplanes zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung von pflanzengenetischen Ressorucen, Projekt NAP 03-113. Ö+L Büro für Ökologie+Landschaft GmbH, 8966 Oberwil-Lieli / pro.seco, UNA, 3007 Bern.

Bosshard, A., and F. Klötzli. 1997. Restoration Ecology. in Bastian and Steinhardt, editors. Development and Perspectives in Landscape Ecology. Kluwer.

Bosshard, A., P. Mayer, and A. Mosimann. 2012. Leitfaden für naturgemässe Begrünungen in der Schweiz. Mit besonderer Berücksichtigung der Biodiversität.

Bosshard, A., F. Schläpfer, and M. Jenny. 2010. Weissbuch Landwirtschaft Schweiz. Analysen und Vorschläge zur Reform der Agrarpolitik. Vision Landwirtschaft, Haupt Verlag.

Bosshard, A., B. Stäheli, and N. Koller. 2007. Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. Merkblatt. Agridea.

Bosshard, A., and I. Stähli. 2012. Verbreitung, Zustand und Erhaltung der Fromentalwiesen in der Schweiz. Interner Zwischenbericht. Ö+L Büro für Ökologie und Landschaft GmbH.

Bowler, D., L. Buyung-Ali, T. M. Knight, and A. S. Pullin. 2010a. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. Landscape and Urban Planning **97**:147–155.

Bowler, D., L. Buyung-Ali, T. Knight, and A. Pullin. 2010b. How effective is "greening" of urban areas in reducing human exposure to ground level ozone concentrations, UV exposure and the "urban heat island effect"? CEE review 08-004. Centre for Evidence Based Conservation.

Braaker, S. 2012. Habitat connectivity in an urban ecosystem. PhD Thesis. ETH Zürich.

Braaker, S., M. K. Obrist, F. Bontadina, and M. Moretti. 2012. Urban connectivity. Pages 57–62 in Swiss Federal Research Institute WSL, editor. ENHANCE. Enhancing ecosystem connectivity through intervention - benefits for nature and society? Final report. Birmensdorf.

Brändli, U. B., and M. Abegg. 2009. Der Schweizer Wald wird immer natürlicher. Wald und Holz **7**:27–29.

Brede, N., C. Sandrock, D. Straile, P. Spaak, T. Jankowski, B. Streit, and K. Schwenk. 2009. The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of Daphnia species. PNAS **106**:4758–4763.

Brehm, J., and P. D. Meijering. 1990. Fliessgewässerkunde: Eine Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.

Brenneisen, S. 2008. Green roofs in Basel - From Pilot to Mainstream. Sixth International Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference, 30. April - 2. Mai 2008.

Bretagnolle, V., B. Gauffre, H. Meiss, and I. Badenhausser. 2011. The Role of Grassland Areas within Arable Cropping Systems for the Conservation of Biodiversity at the Regional Level. Pages 251–260 in G. Lemaire, J. Hodgson, and A. Chabbi, editors. Grassland Productivity and Ecosystem Services. CAB International.

Britschgi, A., R. Spaar, and R. Arlettaz. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat Saxicola rubetra: Lessons for overall Alpine meadowland management. Biological Conservation **130**:193–205.

Brittain, C., C. Kremen, and A.-M. Klein. 2013. Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. Global Change Biology **19**:540–547.

Broggi, M. F. 1995a. Von der Insel zur Fläche - Strategien zur Umsetzung von grossflächigen Naturschutzzielen in Kulturlandschaften. Pages 97–112 in J. Gepp, editor. Naturschutz ausserhab von Schutzgebieten. Institut für Naturschutz, Graz.

Broggi, M. F. 1995b. „Wilderness Areas" im Berggebiet. Wo ist Unterlassen möglich? Bericht im Auftrag des BUWALs.

Broggi, M. F., and H. Schlegel. 1989. Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogrammes "Boden". Schweizerischer Nationalfonds.

Brook, B. W., C. J. a Bradshaw, L. W. Traill, and R. Frankham. 2011. Minimum viable population size: not magic, but necessary. Trends in ecology & evolution **26**:619–620.

Brook, B. W., N. S. Sodhi, and C. J. a Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. Trends in ecology & evolution **23**:453–60.

Brook, B. W., L. W. Traill, and C. J. Bradshaw. 2006. Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. Ecology letters **9**:375–82.

Browne, R. A., and R. A. B. Genetics. 1981. Lakes as islands: biogeographic distribution, turnover rates, and species composition in the lakes of central New York. Journal of Biogeography **8**:75–83.

Bruderer, B., and S. Komenda-Zehnder. 2005. Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna - Schlussbericht mit Empfehlungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. **376**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Brudvig, L. a, E. I. Damschen, J. J. Tewksbury, N. M. Haddad, and D. J. Levey. 2009. Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **106**:9328–32.

Brunke, M., and T. Gonser. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology **37**:1–33.

Brunke, M., E. Hoehn, and T. Gonser. 2003. Patchiness of River-Groundwater Interactions within Two Floodplain Landscapes and Diversity of Aquatic Invertebrate Communities. Ecosystems **6**:707–722.

Buchecker, M., B. Degenhardt, and F. Kienast. 2012. Was für Muster finden sich im Naherholungsverhalten der Schweizer? Grundlagen für ein Stiefkind der Planung. Informationsblatt Landschaft **86**. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.

Buesing, N., M. Filippini, H. Bürgmann, and M. O. Gessner. 2009. Microbial communities in contrasting freshwater marsh microhabitats. FEMS microbiology ecology **69**:84–97.

Buesing, N., and M. O. Gessner. 2006. Benthic bacterial and fungal productivity and carbon turnover in a freshwater marsh. Applied and environmental microbiology **72**:596–605.

Bühler, C., and T. Roth. 2011. Spread of common species results in local-scale floristic homogenization in grassland of Switzerland. Diversity and Distributions **17**:1089–1098.

Bühler, E., H. Kaspar, and F. Ostermann. 2008. Nachhaltiges Entwerfen, Bewirtschaften und Aneignen städtischer Parkanlagen. Unveröffentlichter, dem Schweizerischen Nationalfonds eingereichter wissenschaftlicher Schlussbericht. Geographisches Institut der Universität Zürich.

Bullock, J. M. et al. 2011. Semi-natural Grasslands. Pages 161–196 UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.

Bundesamt für Landwirtschaft. 2010. Land- und Ernährungswirtschaft 2025. Diskussionspapier des Bundesamtes für Landwirtschaft zur strategischen Ausrichtung der Agrarpolitik.

Bundesamt für Landwirtschaft. 2011. Erosionsrisikokarte Talgebiet, BZ I + II. Retrieved February 5, 2013, from http://www.agri-gis.admin.ch/.

Bundesamt für Naturschutz. 2010. Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt **89**.

Bundi, U., E. Eichenberger, and A. Peter. 1990. Water flow regime as the driving force for the formation of habitats and biological communities in Alpine rivers. Hydrology in Mountainous Regions, II - Artificial Reservoirs; Water and Slopes. Proceedings of two Lausanne Symposia August 1990. IAHS Publ. no. 194.

Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, P. Finck, G. Kämmer, R. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf, and O. Zimball. 2008. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - "Wilde Weiden". Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne.

Bürgmann, H. 2010. Mikrobielle Diversität – unsichtbare Vielfalt. EAWAG News **69**:12–14.

Butaye, J., D. Adriaens, and O. Honnay. 2005. Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. **9**:111–118.

Bütler, R., and T. Lachat. 2009. Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxylische Biodiversität. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **160**:324–333.

Büttner, G., R. Fetz, R. Hotzy, and J. Römheld. 2008. Aktionsprogramm Quellen in Bayern - Teil 1: Bayerischer Quelltypenkatalog. Umwelt Spezial. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).

BUWAL. 2001. Korridore für Wildtiere in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt **326**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie (SGW) & Schweizerische Vogelwarte Sempach.

BUWAL. 2004. Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt **2508**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL. 2006. Ausgewählte Kennzahlen der Schweizer Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BUWAL (Hrsg.). 2002a. Moore und Moorschutz in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern; Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL).

BUWAL (Hrsg.). 2002b. Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Wegleitung. Vollzug Umwelt **2310**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

BUWAL, BWG, and MeteoSchweiz. 2003. Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Dokumentation. Schriftenreihe Umwelt **369**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BWG. 2000. So wird der Raumbedarf konkret festgelegt. Bundesamt für Wasser und Geolgie (BWG), Bern.

BWG. 2001. Hochwasserschutz an Fliessgewässern, Wegleitung. Bundesamt für Wasser und Geolgie (BWG).

BWG. 2006. Die Gewässernetzdichte der Schweiz (Erhebungsmassstab 1:25'000 VECTOR 25 - Swisstopo). Bundesamt für Wasser und Geolgie (BWG).

Byrne, K. A. et al. 2004. EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes. This discussion paper originated from a workshop in Lund, Sweden, October 2003, a contribution to the project Concerted Action CarboEurope-GHG which is part of the CarboEurope Cluster.

CABE. 2010. Urban green nation: Building the evidence base. Commission for Architecture and the Built Environment.

Caprez, R., E. Spehn, G. Nakhutsrishvili, and C. Körner. 2011. Drought at erosion edges selects for a "hidden" keystone species. Plant Ecology & Diversity **4**:303–311.

Carbiener, D. 1996. Pour une gestion écologique des forêts européennes. Le Courrier de l'environnement, INRA **29**.

Cardinale, B. J. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature **486**:59–67.

Cardinale, B. J., D. S. Srivastava, J. E. Duffy, J. P. Wright, A. L. Downing, M. Sankaran, and C. Jouseau. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. Nature **443**:989–92.

Carlson, A., and I. Stenberg. 1995. Vitryggig hackspett (Dendrocopos leucotos): biotopval och sårbarhetsanalys. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Wildlife Ecology, Uppsala, Sweden.

Caro, T. 2010. Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species. Island Press.

Carrara, F., F. Altermatt, I. Rodriguez-Iturbe, and A. Rinaldo. 2012. Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **109**:5761–6.

Carron, G., and et al. 2003. Switzerland. Pages 577–599 in C. a. M. van Swaay and M. S. Warren, editors. Prime Butterfly Areas in Europe. Priority Sites for Conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Miistry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands.

Carsten Thies, J. Schreiber, A. Flohre, C. Fischer, and T. Tscharntke. 2010. Diversität, Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung. Pages 171–175 in V. Wolters and S. Hotes, editors. Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. oekom, München.

Carter, T., and C. Butler. 2008. Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. Cities and the Environment **1**:1–17.

Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. Journal of animal ecology **63**:215–244.

Charlesworth, D., and J. H. Willis. 2009. The genetics of inbreeding depression. Nature reviews. Genetics **10**:783–96.

Chiesura, A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. Landscape and Urban Planning **68**:129–138.

Ciardo, F., and R. Delarze. 2003. Observations floristiques sur l'autoroute lémanique. Saussurea **33**:73–76.

CIPEL. 2006. Synthèse de l'étude des rives du Léman et de leur potentiel de renaturation. Campagne 2005-2006. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.

Clergeau, P., S. Croci, J. Jokimäki, M.-L. Kaisanlahti-Jokimäki, and M. Dinetti. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. Biological Conservation **127**:336–344.

Clymo, R. S. 1984. The Limits to peat bog growth. Phil. Trans. R. Soc. Lond. **303**:605–654.

Cognard-Plancq, A. L., C. Bogner, V. Marc, J. Lavabre, C. Martin, and J. F. Didion-Lescot. 2004. Etude du rôle hydrologique d'une tourbière de montagne: modélisation comparée de couples "averse-crue" sur deux bassins versants du Mont-Lozère. Études de Géographie Physique **XXXI**:3–15.

Condé, S., L. Jones-Walters, A. Torre-Marin, and C. Romão. 2010. EU 2010 biodiversity baseline. EEA Technical report **12**. European Environment Agency.

Contesse, P., D. Hegglin, S. Gloor, F. Bontadina, and P. Deplazes. 2004. The diet of urban foxes (Vulpes vulpes) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. Mammalian Biology **69**:81–95.

Cook-Patton, S. C., and T. L. Bauerle. 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. Journal of Environmental Management **106**:85–92.

Cordillot, F., and G. Klaus. 2011. Gefährdete Arten in der Schweiz. Synthese Rote Listen, Stand 2010. Umwelt-Zustand **1120**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Cornaz, S. et al. 2005. Evaluation der Ökomassnahmen - Bereich Stickstoff und Phosphor. Zusammenfassung. Schriftenreihe der FAL 57.

Coudrain, V., R. Arlettaz, and M. Schaub. 2010. Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations. Journal of Ornithology **151**:867–880.

Courchamp, F., L. Berec, and J. Gascoigne. 2008. Allee Effects in Ecology and Conservation. Oxford University Press.

Cousins, S. A. O., and D. Vanhoenacker. 2011. Detection of extinction debt depends on scale and specialisation. Biological Conservation **144**:782–787.

CPS-SKEW. 2009. Schwarze Liste und Watch-Liste. Stand März 2008. Retrieved March 3, 2013, from http://www.cps-skew.ch.

Crooks, K. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. Biological Conservation **115**:451–462.

Cunha, A., S. A. Power, M. R. Ashmore, P. R. S. Green, B. J. Haworth, and B. R. 2002. Whole Ecosystem Nitrogen Manipulation: An Updated Review. JNCC Report No. **331**.

Dalang, T. 2010. Reservatsysteme für den Biodiversitätsschutz. Retrieved February 20, 2013, from http://www.wsl.ch/fe/landschaftsdynamik/projekte/Reservatsysteme/index_DE.

Dalbeck, L. 2009. Kurzfristige Auswirkungen eines Hochwassers auf Amphibiengemeinschaften in Biberteichen eines Mittelgebirgstales. Zeitschrift für Feldherpetologie **16**:103–114.

Dalbeck, L., B. Lüscher, and D. Ohlhoff. 2007. Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland. Amphibia - Reptilia **28**:493–501.

Darwall, W. R. T., J.-C. Vie, and J. Vié. 2005. Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach. Fisheries Management **12**:287–293.

Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte, and V. Wolters. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. Agriculture, Ecosystems & Environment **98**:321–329.

Davey, A. 1998. National system planning for protected areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series No **1**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Davies, B., J. Biggs, P. Williams, M. Whitfield, P. Nicolet, D. Sear, S. Bray, and S. Maund. 2008a. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. Agriculture, Ecosystems & Environment **125**:1–8.

Davies, B. R., J. Biggs, P. J. Williams, J. T. Lee, and S. Thompson. 2008b. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. Hydrobiologia **597**:7–17.

Davies, L. et al. 2011. Urban. Pages 361–410 UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.

Davis, F. W., C. Costello, and D. Stoms. 2006. Efficient Conservation in a Utility-Maximization Framework. Ecology and Society **11**:33.

DeCandido, R. 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947–1998. Biological Conservation **120**:129–136.

Degenhardt, B. 2009. Einflussfaktoren des werktäglichen Naherholungsverhaltens im periurbanen Raum: Zusammenhänge zwischen persönlichen Arbeitsbelastungen und individueller Nutzung des Naherholungsgebietes. Dissertation. Philosophische Fakultät der Universität Zürich.

Deharveng, L. et al. 2009. Groundwater biodiversity in Europe. Freshwater Biology **54**:709–726.

Dehling, D. M., C. Hof, M. Brändle, and R. Brandl. 2010. Habitat availability does not explain the species richness patterns of European lentic and lotic freshwater animals. Journal of Biogeography **37**:1919–1926.

Delarze, R., S. Capt, Y. Gonseth, and A. Guisan. 2003. Smaragd-Netz in der Schweiz - Ergebnisse der Vorarbeiten. Schriftenreihe Umwelt Nr. **347**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Delarze, R., and Y. Gonseth. 2008. Lebensräume der Schweiz - Ökologie - Gefährdung - Kennarten. ott, Bern.

Delarze, R., and W. Vetterli. 2009. Die landwirtschaftlichen Regionen der Schweiz mit hohem Naturwert. Beitrag zur Kartierung und zur Erarbeitung von Handlungsstrategien. Technischer Abschlussbericht. WWF, BirdLife Schweiz.

Dengler, J. 2010. Robust methods for detecting a small island effect. Diversity and Distributions **16**:256–266.

Desmet, P., and R. Cowling. 2004. Using the Species-Area Relationship to Set Baseline Targets for Conservation. Ecology and Society **9**:11.

Detenbeck, N. E., P. W. DeVore, G. J. Niemi, A. Lima, and L. Ann. 1992. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory. Environmental Management **16**:33–53.

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). 2008. Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung **81**.

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). 2009. Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fliessgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege.

Diacon-Bolli, J., M. Bürgi, and T. Dalang. 2011. Systematisches Review zu Bewirtschaftungseinflüssen auf Trockenwiesen und -weiden Schlussbericht. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

Diacon-Bolli, J., T. Dalang, R. Holderegger, and M. Bürgi. 2012a. Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands. Basic and Applied Ecology **13**:641–653.

Diacon-Bolli, J., P. J. Edwards, H. Bugmann, C. Scheidegger, and H. H. Wagner. 2012b. Quantification of plant dispersal ability within and beyond a calcareous grassland. Journal of Vegetation Science. doi: 10.1111/jvs.12024.

Diamond, J. 1989. Overview of recent extinctions. Pages 37–41 in D. Western & M. Pearl, editor. Conservation for the Twenty-first Century. Oxford University Press, New York.

Dicks, L., D. Showler, and W. Sutherland. 2010. Bee Conservation: Evidence for the effects of interventions. Centre for evidence based conservation.

Dienst, M., R. Niederer, and I. Strang. 2011. Management der Strandrasen am Bodenseeufer - positive Entwicklung der Bestände endemischer Arten durch konsequente Kontrolle, Pflege und Öffentlichkeitsarbeit. N+L Inside **4/11**:28–32.

Dipner, M. 2006. Trockenwiesen und -weiden: TWW und Wald. Umwelt-Vollzug **0628**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Dipner, M., C. Hedinger, and N. Indermühle. 2012. Trockenwiesen und -weiden: Vorranggebiete. Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Dipner, M., G. Volkart, and E. Al. 2010. Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung. Umwelt-Vollzug **1017**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Bern.

Donovan, R. G., H. E. Stewart, S. M. Owen, a R. MacKenzie, and C. N. Hewitt. 2005. Development and application of an urban tree air quality score for photochemical pollution episodes using the Birmingham, United Kingdom, area as a case study. Environmental science & technology **39**:6730–8.

Döring, M. 2002. Ecological Assessment of Springs and Spring Brooks in the Swiss National Park: Combining Fieldwork with Geodesy (GPS/Tachymetry) and GIS. Diploma Thesis. EAWAG.

Drakare, S., J. J. Lennon, and H. Hillebrand. 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. Ecology letters **9**:215–27.

Drösler, M. et al. 2012. Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung. Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3509 85 0500). Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.

Duc, P., and U. B. Brändli. 2010. Schutzwald hat sich verbessert. Wald und Holz:25–28.

Dudgeon, D. et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society **81**:163–82.

Duelli, P. 1995. Biodiversität erhalten und fördern: Was sagt die ökologische Forschung dazu? Erhaltung der Biodiversität - Eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Forum für Wissen 1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.

Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. Agriculture, Ecosystems & Environment **62**:81–91.

Duelli, P., and M. K. Obrist. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. Basic and Applied Ecology **4**:129–138.

Dullinger, S. et al. 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. Nature Climate Change **2**:1–4.

Eadie, J., T. Hurly, and R. Montgomerie. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. Environmental Biology of Fishes **15**:81–89.

EAWAG (Hrsg.). 2009. Wasserversorgung 2025 - Vorprojekt Standortbestimmung. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Bern.

Ecoplan. 2012. Urbane Herausforderungen aus Bundessicht. Ein Diskussionsbeitrag zur Weiterentwicklung der Agglomerationspolitik. Bundesamt für Raumentwicklung (ARE), Staatssektretariat für Wirtschaft (SECO), Bern.

Edvardsen, A., and R. H. Økland. 2006. Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. Aquatic Botany **85**:79–91.

EEA, and FOEN. 2011. Landscape fragmentation in Europe. EEA Report No **2**. European Envionment Agency, Federal Office for the Environment.

Eggenberg, S., T. Dalang, M. Dipner, and C. Mayer. 2001. Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht. Schriftenreihe Umwelt **325**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Eggenschwiler, L., B. Speiser, A. Bosshard, and K. Jacot. 2012. Improved field margins highly increase slug activity in Switzerland. Agronomy for Sustainable Development **33**:349–354.

Eidgenössisches Justiz und Polizeidepartement (Hrsg.). 1975. Seeufer: Schutz, Planung, Gestaltung, Teil A: Zweck und Inhalt der Seeuferplanung. Bern.

Eisenhauer, N., P. B. Reich, and S. Scheu. 2012. Increasing plant diversity effects on productivity with time due to delayed soil biota effects on plants. Basic and Applied Ecology **13**:571–578.

Ellis, J. 2013. Sustainable surface water management and green infrastructure in UK urban catchment planning. Journal of Environmental Planning and Sustainable surface water management **56**:24–41.

Elmqvist, T., C. Folke, M. Nystrom, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker, J. Norberg, and M. Nystrm. 2009. Response diversity, ecosysteme change and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment **1**:488–494.

Erman, N. A., and D. C. Erman. 1995. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. Journal of the Kansas Entomological Society **68**:50–64.

Erz, W. 1978. Probleme der Integration des Naturschutzgesetzes in Landnutzungsprogrammen. Zeitschrift TU Berlin **10**:11–19.

Essel, F., G. Egger, M. Poppe, R.-K. Irene, S. Markus, M. Susanne, U. Marian, and M. Klaus. 2008. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation. Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Monograpien **REP-0134**. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Ewald, K., and G. Klaus. 2009. Die ausgewechselte Landschaft. Vom Umgang der Schweiz mit ihrer wichtigsten natürlichen Ressource. Haupt Verlag, Bern.

Ewald, N. et al. 2010. A preliminary assessment of Important Areas for Ponds (IAPs) in the Mediterranean Basin and Alpine Arc - Technical Report. European Pond Conservation Network (EPCN).

Fagan, W. F., and E. E. Holmes. 2006. Quantifying the extinction vortex. Ecology Letters **9**:51–60.

Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation **100**:65–74.

Feldmeyer-Christe, E., M. Küchler, and O. Wildi. 2011. Patterns of early succession on bare peat in a Swiss mire after a bog burst. Journal of Vegetation Science **22**:943–954.

Fenger, M. 1996. Implementing biodiversity conservation through the British Columbia forest practices code. Forest Ecology and Management **85**:67–77.

Fernández-Juricic, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. Conservation Biology **14**:513–521.

Fette, M., E. Hoehn, and B. Wehrli. 2004. Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser. Wasser Energie Luft **96**:301–304.

FIBER Schweizerische Fischereiberatungsstelle. 2012. Die Biodiversität der Schweizer Fische.

Firbank, L., R. Bradbury, A. Jenkins, R. Ragab, and K. Goulding. 2011. Enclosed farmland. Pages 197–240 UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.

Fischer, J. et al. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? Frontiers in Ecology and the Environment **6**:380–385.

Fischer, M. 2011. Biodiversität benötigt Fläche. Naturschutzbiologische Grundlagen. Hotspot **24**:17–19.

Fischer, M., and J. Stöcklin. 1997. Local Extinctions of Plants Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950-1985. Conservation Biology **11**:727–737.

Fivaz, F. 2012. National Prioritäre Arten innerhalb und ausserhalb der Schutzgebiete. Hotspot **25**.

Flather, C. H., G. D. Hayward, S. R. Beissinger, and P. A. Stephens. 2011a. Minimum viable populations: is there a "magic number" for conservation practitioners? Trends in ecology & evolution **26**:307–16.

Flather, C. H., G. D. Hayward, S. R. Beissinger, and P. a. Stephens. 2011b. A general target for MVPs: unsupported and unnecessary. Trends in Ecology & Evolution **26**:620–622.

Flohre, A. et al. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America **21**:1772–81.

Fluri, P. 2005. L'apiculture en Suisse: état et perspectives. Revue suisse d'agriculture **12**:104–109.

Foley, J. a et al. 2005. Global consequences of land use. Science **309**:570–574.

Fontana, S., T. Sattler, F. Bontadina, and M. Moretti. 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. Landscape and Urban Planning **101**:278–285. .

Francis, R. A. 2011. Wall ecology: a frontier for urban biodiversity and ecological engineering. Progress in Physical Geography **35**:43–63.

Frankham, R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. Biological Conservation **143**:1919–1927.

Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pages 135–140 in E. M. Soule and A. B. Wilcox, editors. Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective. Sinauer Associates, Sunderland.

Freckleton, R. P., and A. R. Watkinson. 2002. Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. Journal of Ecology **90**:419–434.

Freibauer, A., M. D. . Rounsevell, P. Smith, and J. Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma **122**:1–23.

Fuchs, S., and B. Saacke. 2006. Arable fields as habitat for flora and fauna - a synopsis. Pages 248–296 in M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt, and A. Werner, editors. Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

Von Fumetti, S. 2008. Distribution, discharge and disturbance: new insights into faunal spring ecology. Inauguraldissertation. Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Basel.

Von Fumetti, S., and P. Nagel. 2011. A first approach to a faunistic crenon typology based on functional feeding groups. J. Limnol. **70**:147–154.

Von Fumetti, S., P. Nagel, and B. Baltes. 2007. Where a springhead becomes a springbrook – a regional zonation of springs. Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie **169**:37–48.

Funk, W. C., J. K. McKay, P. Hohenlohe, and F. W. Allendorf. 2012. Harnessing genomics for delineating conservation units. Trends in ecology & evolution **27**:489–96.

Füreder, L., A. Ullrich-Schneider, and T. Scheurer. 2012. Alps Freshwater, Europe. Pages 129–143 Climate and Conservation.

Garibaldi, L. A. et al. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. Ecology letters **14**:1062–72.

Garibaldi, L. A. et al. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. Science **339**:1608–1611.

Gaston, K. 1996. Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. Trends in Ecology & Evolution **11**:197–201.

Gaston, K. J., T. W. Davies, J. Bennie, and J. Hopkins. 2012. Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and developments. The Journal of applied ecology **49**:1256–1266.

Gathmann, F. O., L. L. Manne, and D. D. Williams. 2008. Spatial patterns in insect community composition in coldwater springs. Aquatic Ecology **43**:501–512.

Gaujour, E., B. Amiaud, C. Mignolet, and S. Plantureux. 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. Agron. Sustain. Dev. **32**:133–160.

Geisbauer, C., and U. Hampicke. 2012. Ökonomie schutzwürdiger Ackerflächen. Was kostet der Schutz von Ackerwildkräutern? Druckhaus Panzig, Greifswald.

Germann, C., T. Sattler, M. K. Obrist, and M. Moretti. 2008. Xero-thermophilous and grassland ubiquist species dominate the weevil fauna of Swiss cities (Coleoptera , Curculionoidea). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft **81**:141–154.

Gessner, M. O. 2010. Biodiversität - Fakten, Mythen, Perspektiven. EAWAG News **69**:4–7.

Ghazoul, J. 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society **80**:413–43.

Gibert, J., and D. C. Culver. 2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: an introduction. Freshwater Biology **54**:639–648.

Gill, S., J. Handley, A. Ennos, and S. Pauleit. 2007. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. Built environment **33**:115–133.

Gimmi, U., T. Lachat, and M. Bürgi. 2011. Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850-2000. Landscape Ecology **26**:1071–1083.

Di Giulio, M., R. Holderegger, M. Nobis, A. Righetti, J. Senn, and S. Stofer. 2010. Verkehr und Verkehrsinfrastruktur. Pages 266–297 Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt.

Di Giulio, M., R. Holderegger, and S. Tobias. 2009. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. Journal of environmental management **90**:2959–68.

Gleason, H. A. 1922. On the Relation Between Species and Area. Ecology **3**:158–162.

Global Invasive Species Database. 2009. Dreissena polymorpha. Retrieved February 13, 2012, from http://www.issg.org/database.

Gloor, S. 2002. The rise of urban foxes (Vulpes vulpes) in Switzerland and ecological and parasitological aspects of a fox population in the recently colonized city of Zürich. PhD thesis. University of Zurich.

Gloor, S., F. Bontadina, M. Moretti, T. Sattler, and R. Home. 2010. BiodiverCity: Biodiversität im Siedlungsraum. Zusammenfassung. Unpublizierter Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

Goddard, M. a, A. J. Dougill, and T. G. Benton. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. Trends in ecology & evolution **25**:90–8.

Gonser, T. 1994. The Significance of Stream Morphology for Ecosystem Funtions. EAWAG News **36E**.

Gonser, T. 2000. Das Grundwasser – ein obskurer Lebensraum. EAWAG News **49**:6–8.

Gonseth, Y., T. Wohlgemuth, B. Sansonnens, and A. Buttler. 2001. Die biogeographischen Regionen der Schweiz. Umwelt-Materialien **137**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Gordon, A., D. Simondson, M. White, A. Moilanen, and S. A. Bekessy. 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. Landscape and Urban Planning **91**:183–194.

Gostner, W., and A. Schleiss. 2012. Index für hydro-morphologische Diversität. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Merkblatt **3**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Götz, A., A. Burkhardt, R. Manser, E. Marendaz, H. Peter, G. W. Foen, B. Goldstein, and A. Grossenbacher. 2012. Adaptation to climate change in Switzerland Goals, challenges and fields of action. First part of the Federal Council's strategy. Federal Office for the Environment (FOEN).

Goverde, M., K. Schweizer, B. Baur, and A. Erhardt. 2002. Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behaviour: experimental evidence from the bumblebee Bombus veteranus on calcareous grasslands. Biological Conservation **104**:293–299.

Graf, R., and P. Korner. 2011. Veränderungen in der Kulturlanschaft und deren Brutvogelbestand im Engadin zwischen 1987/88 und 2009/2010. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Graf, U., O. Wildi, E. Feldmeyer-Christe, and M. Küchler. 2010. A phytosociological classification of Swiss mire vegetation. Botanica Helvetica **120**:1–13.

Grêt-Regamey, A., S.-E. Rabe, R. Crespo, and A. Ryffel. 2012. Der Wert der Biodiversität, gemessen an Ökosystemleistungen von extensiv bewirtschaftetem Grünland. Endbericht. PLUS, ETH Zürich.

Grêt-Regamey, A., A. Walz, and P. Bebi. 2008. Valuing Ecosystem Services for Sustainable Landscape Planning in Alpine Regions. Mountain Research and Development **28**:156–165.

Grootjans, A. P., H. Hunneman, H. Verkiel, and J. Van Andel. 2005. Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales. Basic and Applied Ecology **6**:185–193.

Groves, C. R., and The Nature Conservancy. 2003. Drafting a Conservation Blueprint: A Practitioner's Guide to Planning for Biodiversity. Island Press.

Grüebler, M. U., H. Schuler, P. Horch, and R. Spaar. 2012. The effectiveness of conservation measures to enhance nest survival in a meadow bird suffering from anthropogenic nest loss. Biological Conservation **146**:197–203.

Grünig, A. 2007. Moore und Sümpfe im Wander der Zeit. Biodiversität in Feuchtgebieten. Hotspot **15**:4–5.

Grünig, A. 2008. Erhaltung und Renaturierung von Mooren. Faktenblatt 8. Biodiversität und Klima – Konflikte und Synergien im Massnahmenbereich. Ein Positionspapier der Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT).

GSchV; SR 814.201. (n.d.). Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998. Stand am 1. August 2011.

Gubser, C. 2005. Lichte Wälder ergänzen artenreiche Trockenwiesen. UMWELT **3**:52–54.

Von Gunten, U. 2000. Grundwasser: Vom Trinkwasser-Reservoir zum Gewässer. EAWAG News **49**:3–5.

Haber, W. 1972. Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Innere Kolonisation **21**:294–298.

Haines-Young, R., and M. Potschin. 2010. Proposal for a common international Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the European Environment Agency.

Hale, J. D., A. J. Fairbrass, T. J. Matthews, and J. P. Sadler. 2012. Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. PLOS one **7**.

Hampicke, U. 1988. Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz - Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. Schriftenreihe Bayer. Landesamt Umweltschutz **84**.

Häner, R. 2009. Schlussbericht Crop Wild Relative. Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Kulturpflanzen.

Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. Oikos **38**:210–221.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. Nature **396**:41–49.

Hanski, I., and M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society **42**:3–16.

Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari, and G. Lei. 1995. Metapopulation Persistence of an Endangered Butterfly in a Fragmented Landscape. Oikos **72**:21–28.

Hanssen, U., and U. Irmler. 2006. Qualification of herbivorous insects as indicators of landscape conditions. Pages 158–169 Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project.

Harlan, S. L., and D. M. Ruddell. 2011. Climate change and health in cities: impacts of heat and air pollution and potential co-benefits from mitigation and adaptation. Current Opinion in Environmental Sustainability **3**:126–134.

Harper, E. B., T. a G. Rittenhouse, and R. D. Semlitsch. 2008. Demographic consequences of terrestrial habitat loss for pool-breeding amphibians: predicting extinction risks associated with inadequate size of buffer zones. Conservation Biology **22**:1205–15.

Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. Biological journal of the Linnean Society **42**:73–88.

Hartmann, D., B. Meylan, B. Jordi, and BAFU. 2008. Management des Grundwassers in der Schweiz. Leitlinien des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Umwelt-Wissen **0806**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Hauser, A. 2006. Bedeutung der Artenvielfalt für den alpinen Sommertourismus. Eine Befragung von Tourismussachverständigen und Sommergästen in ausgewählten Berggemeinden des Kantons Graubünden. Diplomarbeit. Institut für Umweltwissenschaften und Geographisches Institut, Universität Zürich.

He, F., and S. P. Hubbell. 2011. Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. Nature **473**:368–371.

Hector, A., and R. Bagchi. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature **448**:188–90.

Heeb, J., and A. Schönborn. 1997. Studie Raumbedarf "Wassernetz Schweiz". Pro Natura.

Heer, L., V. Keller, H. Schmid, and W. Müller. 2000. Important Bird Areas der Schweiz. Der Ornithologische Beobachter **97**:281–302.

Hefti, D. 2012. Wiederherstellung der Fischauf- und -abwanderung bei Wasserkraftwerken. Checkliste Best practice. Umwelt-Wissen **1210**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Henderson, I. G., J. M. Holland, J. Storkey, P. Lutman, J. Orson, and J. Simper. 2012. Effects of the proportion and spatial arrangement of un-cropped land on breeding bird abundance in arable rotations. Journal of Applied Ecology **49**:883–891.

Hensen, I., C. Kilian, V. Wagner, W. Durka, J. Pusch, and K. Wesche. 2010. Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass Stipa capillata L. in Central Europe. Plant biology **12**:526–36.

Hensen, I., and K. Wesche. 2006. Relationships between Population Size, Genetic Diversity and Fitness Components in the Rare Plant Dictamnus albus in Central Germany. Biodiversity & Conservation **15**:2249–2261.

Heydemann, B. 1981. Zur Frage der Flächengrösse von Biotopbeständen für den Arten- und Ökoystemschutz. Pages 21–51 Flächensicherung für den Artenschutz. Arbeitsgemeinschaft Deutscher Beauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege, Bonn.

Hixon, M. A., and D. W. Johnson. 2009. Density Dependence and Independence. eLS.

Hodgson, J. a, W. E. Kunin, C. D. Thomas, T. G. Benton, and D. Gabriel. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. Ecology letters **13**:1358–67.

Hoehn, E. 2000. Übersicht über das Grundwasser, die wichtigste Trinkasser-Ressource der Schweiz. Mitteilungen aus Lebensmitteluntersuchung und Hygiene **91**:3–10.

Hoehn, E., and B. Meylan. 2009. Schutz flussnaher Trinkwasserfassungen bei Flussraum-Aufweitungen in voralpinen Schotterebenen. Grundwasser **14**:255–263.

Hoffmann, J., G. Berger, I. Wiegand, U. Wittchen, H. Pfeffer, J. Kiesel, and F. Ehlert. 2012. Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut.

Hoffsten, P.-O. 2003. Rarity in boreal stream insects: patterns, causes and consequences. Doctoral Dissertation. Umea University, Department of Ecology and Environmental Science.

Hofmann, H., A. Lorke, and F. Peeters. 2008. The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. Limnology and Oceanography **53**:368–380.

Holderegger, R., U. Kamm, and F. Gugerli. 2006. Adaptive vs. neutral genetic diversity: implications for landscape genetics. Landscape Ecology **21**:797–807.

Hölker, F., C. Wolter, E. K. Perkin, and K. Tockner. 2010. Light pollution as a biodiversity threat. Trends in ecology & evolution **25**:681–682.

Home, R., N. Bauer, and M. Hunziker. 2010. Cultural and Biological Determinants in the Evaluation of Urban Green Spaces. Environment and Behavior **42**:494–523.

Home, R., C. Keller, P. Nagel, N. Bauer, and M. Hunziker. 2009. Selection criteria for flagship species by conservation organizations. Environmental Conservation **36**:139–148.

Hooftman, D. a. P., and M. Diemer. 2002. Effects of Small Habitat Size and Isolation on the Population Structure of Common Wetland Species. Plant Biology **4**:720–728.

Hooper, D. U. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs **75**:3–35.

Hooper, D. U. et al. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature **486**:1–5.

Hotz, T., and F. Bontadina. 2007. Ökologische Auswirkungen Künstlicher Beleuchtung. Unpublizierter Bericht von SWILD als Grundlage für Grün Stadt Zürich und Amt für Städtebau Zürich.

Hotzy, R., and J. Römheld. 2008. Aktionsprogramm Quellen in Bayern - Teil 3: Massnahmenkatalog für den Quellschutz. Umwelt Spezial. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).

Hufford, K. M., and S. J. Mazer. 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. Trends in Ecology & Evolution **18**:147–155.

Huggett, A. J. 2005. The concept and utility of "ecological thresholds" in biodiversity conservation. Biological Conservation **124**:301–310.

Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, N. Richner, and T. Walter. 2012a. Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. Biological Conservation **152**:96–101.

Humbert, J.-Y., J. Pellet, P. Buri, and R. Arlettaz. 2012b. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? Environmental Evidence **1**:9.

Humbert, J.-Y., N. Richner, J. Sauter, T. Walter, and J. Ghazoul. 2010. Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. ART-Bericht **724**. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Hunkeler, D., N. Goldscheider, P. Rossi, D. Hnkeler, C. Burn, and P. Rossie. 2006. Biozönosen im Grundwasser - Grundlagen und Methoden der Charakterisierung von mikorbiellen Gemeinschaften. Umwelt-Wissen **0603**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Hutchinson, G. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology **22**:415–427.

IGKB. 2006. Bodensee-Uferbewertung 2006. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee.

IKSR. 2006. Biotopverbund am Rhein. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).

Ilmonen, J. 2008. Crunoecia irrorata (Curtis) (Trichoptera: Lepidostomatidae) and conservation of boreal springs: indications of clustering of red-listed species. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **18**:6–18.

Ilmonen, J., L. Paasivirta, R. Virtanen, and T. Muotka. 2009. Regional and local drivers of macroinvertebrate assemblages in boreal springs. Journal of Biogeography **36**:822–834.

Indermaur, L., and B. R. Schmidt. 2011. Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. Ecological Applications **21**:2548–2554.

Isbell, F. et al. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature **477**:199–202.

Ismail, S., F. Schwab, U. Tester, F. Kienast, D. Martinoli, and I. Seidl. 2009. Kosten eines gesetzeskonformen Schutzes der Biotope von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Basel, Pro Natura; Bern, Forum Biodiversität, SCNAT.

IUCN. 2012. IUCN Red List of Threatened Species. 2012.2. Retrieved January 28, 2013, from http://www.iucnredlist.org/.

Jablonski, D. 1986. Background and mass extinctions: the alternation of macroevolutionary regimes. Science **231**:129–133.

Jackson, S. F., and K. J. Gaston. 2008. Land use change and the dependence of national priority species on protected areas. Global Change Biology **14**:2132–2138.

Jacot, K., L. Eggenschwiler, X. Junge, and A. Bosshard. 2007. Improved field margins for a higher biodiversity in agricultural landscapes. Aspects of Applied Biology **81**:277–281.

Jakoby, O., C. Rademacher, and V. Grimm. 2010. Modelling dead wood islands in European beech forests: how much and how reliably would they provide dead wood? Eur J For Res **129**:659–668.

Jeangros, B., and C. Bertola. 2001. Auswirkung der Beregnung auf Dauerwiesen einer Bergregion. Agrarforschung **8**:174–179.

Jeanneret, P., B. Schüpbach, and H. Luka. 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment **98**:311–320.

Jeanneret, P., T. Walter, S. Birrer, and F. Herzog. 2010. Evaluating the performance of the Swiss agri-environmental measures for biodiversity: methods, results and questions. Aspects of Applied Biology **100**:35–42.

Jehle, R., and U. Sinsch. 2007. Wanderleistung und Orientierung von Amphibien: eine Übersicht. Zeitschrift für Feldherpetologie **14**:137–152.

Jenny, M. 1990. Nahrungsökologie der Feldlerche Alauda arvensis in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. Der Ornithologische Beobachter **87**:31–53.

Jenny, M. 2013. Förderung der UZL-Biodiversität auf Produktionsflächen. Beispiele für mögliche Massnahmen im Aktionsplan. Vortrag am Stakeholder-Workshop I vom 30.01.2013 zum Handlungsfeld Landwirtschaft des Aktionsplanes zur Strategie Biodiversität Schweiz.

Jenny, M., B. Lugrin, U. Weibel, J.-L. Regamey, and N. Zbinden. 1997. Der ökologische Ausgleich in intensiv genutzten Ackerbaugebieten der Champagne genevoise GE und des Klettgaus SH und seine Bedeutung für Vögel, Pflanzen und ausgewählte Wirbellose. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Jenny, M., U. Weibel, B. Lugrin, B. Josephy, J.-L. Regamey, and N. Zbinden. 2002. Rebhuhn. Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt **335**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft in Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Vogelwarte Sempach.

Jenny, M., J. Zellweger-Fischer, O. Balmer, S. Birrer, and L. Pfiffner. 2013. The credit point system: an innovative approach to enhance biodiversity on farmland. submitted.

Jim, C. Y., and W. Y. Chen. 2008. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). Journal of environmental management **88**:665–76.

Juillerat, L. 2006. Pflege alter Bäume zum Erhalt der Totholzkäfer im Stadtgebiet. Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF).

Junge, X., K. a. Jacot, A. Bosshard, and P. Lindemann-Matthies. 2009. Swiss people's attitudes towards field margins for biodiversity conservation. Journal for Nature Conservation **17**:150–159.

Junker, J., A. Peter, C. E. Wagner, S. Mwaiko, B. Germann, O. Seehausen, and I. Keller. 2012. River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (Cottus gobio). Conservation Genetics **13**:545–556.

Kahmen, A. 2005. Diversity-dependent productivity in semi-natural grasslands following climate perturbations. Functional Ecology **19**:594–601.

Kallimanis, A. S., A. D. Mazaris, J. Tzanopoulos, J. M. Halley, J. D. Pantis, and S. P. Sgardelis. 2008. How does habitat diversity affect the species–area relationship? Global Ecology and Biogeography **17**:532–538.

Kampmann, D., A. Lüscher, W. Konold, and F. Herzog. 2012. Agri-environment scheme protects diversity of mountain grassland species. Land Use Policy **29**:569–576.

Karch. 2013. Flächenbedarf der Amphibien in der Schweiz. Flächenberechnung zu Handen des Forum Biodiversität Schweiz.

Kaule, G. 1991. Arten- und Biotopschutz, 2. edition. Ulmer, Stuttgart.

Keller, D., S. Brodbeck, I. Flöss, G. Vonwil, and R. Holderegger. 2010. Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. Biological Conservation **143**:2658–2663.

Keller, D., M. J. Van Strien, and R. Holderegger. 2012a. Do landscape barriers affect functional connectivity of populations of an endangered damselfly? Freshwater Biology **57**:1373–1384.

Keller, I., A. Taverna, and O. Seehausen. 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. Molecular ecology **20**:1888–904.

Keller, V. 1992. Schutzzonen für Wasservögel zur Vermeidung von Störungen durch Menschen: wissenschaftliche Grundlagen und ihre Umsetzung in die Praxis. Der Ornithologische Beobachter **89**:217–223.

Keller, V. 2011. Die Schweiz als Winterquartier für Wasservögel. Avifauna Report 6. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Keller, V., M. . Kéry, H. Schmid, and N. Zbinden. 2012b. Swiss bird index Sbi ®: Update 2011. Faktenblatt. Faktenblatt. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Keller, V., and C. Müller. 2012. Monitoring Überwinternde Wasservögel: Ergebnisse der Wasservogelzählungen 2010/11. Schweizerischer Vogelwarte Sempach.

Kemp, P. S., T. A. Worthington, and T. E. . Langford. 2010. A critcal review of the effects of beavers upon fish and fish stocks. Scottish Natural heritage Commissioned Report **No. 349**.

Kery, M., D. Matthies, and H. Spillmann. 2001. Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants Primula veris and Gentiana lutea. Journal of Ecology **88**:17–30.

Kienast, F., T. Dalang, K. Hindenlang, and I. Heller-Kellenberger. 2007. Forschung für Grossflächige Schutzgebiete. Retrieved March 24, 2013, from http://www.wsl.ch/land/products/grossschutz/.

Kirchhofer, A., M. Breitenstein, and J. Guthruf. 2002. Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. Mitteilungen zur Fischerei Nr. **70**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).

Kirchhofer, A., M. Breitenstein, and B. Zaugg. 2007. Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. **0734**. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg.

Klaus, G. 2007. Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz. Umwelt-Zustand **0730**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Klaus, G., C. Rothenfluh, and B. Schierscher. 2006. Die Erhaltung der genetischen Ressourcen in der Landwirtschaft. Hotspot **13**:23.

Klaus, G., and B. Schierscher. 2005. Die Bedeutung der genetischen Ressourcen. Hotspot **12**:18–19.

Klötzli, F. 1969. Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Huber Verlag, Bern.

Knaap, W. O. Van Der et al. 2011. A multi-proxy, high-resolution record of peatland development and its drivers during the last millennium from the subalpine Swiss Alps. Quaternary Science Reviews **30**:3467–3480.

Knop, E., F. Herzog, and B. Schmid. 2011. Effect of Connectivity Between Restoration Meadows on Invertebrates with Contrasting Dispersal Abilities. Restoration Ecology **19**:151–159.

Knop, E., D. Kleijn, F. Herzog, and B. Schmid. 2005. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. Journal of Applied Ecology **43**:120–127.

Koch, B., S. Giovanettina, S. Schmid, S. Bischof, and G. Hofer. 2012. Qualitätsindikatoren für die Biodiversität im Sömmerungsgebiet. Schlussbericht aus dem AlpFUTUR-Teilprojekt 5 "Qualität", Teil Biodiversität. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.

Koch, R. 2007. Uferzonen von Fließgewässern in Kleineinzugsgebieten der Region Basel. Geoökologische Prozesse, Nährstoff- und Wasserhaushalt, Bodendynamik, Kartierung, Funktionen und Zielbreitenermittlung. Inauguraldissertation. Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel.

Koellner, T., A. M. Hersperger, and T. Wohlgemuth. 2004. Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale. Ecography **4**:532–544.

Koh, L. P., R. R. Dunn, N. S. Sodhi, R. K. Colwell, H. C. Proctor, and V. S. Smith. 2004. Species coextinctions and the biodiversity crisis. Science **305**:1632–4.

Köhler, C., and S. Rometsch. 2008. Die Erhaltung von Futterpflanzen in den Wiesen und Weiden der Schweiz. Hotspot **18**:22–23.

Kohli, L., and S. Birrer. 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland - Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach **2**. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Kolokotroni, M., and R. Giridharan. 2008. Urban heat island intensity in London: An investigation of the impact of physical characteristics on changes in outdoor air temperature during summer. Solar Energy **82**:986–998.

Koordinationsstelle BDM. 2006. Artenvielfalt auf einen Blick. BDM Spezialauswertung.

Koordinationsstelle BDM. 2009a. Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversitäts- Monitorings Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. Umwelt-Zustand Nr. **0911**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Koordinationsstelle BDM. 2009b. BDM-Indikator E3: Fläche der naturüberlassenen Gebiete.

Koordinationsstelle BDM. 2010. BDM-Indikator E13: Wasserqualität.

Koordinationsstelle BDM. 2012a. BDM-Indikator Z3: Artenvielfalt in der Schweiz und in den Regionen.

Koordinationsstelle BDM. 2012b. BDM-Indikator Z9: Artenvielfalt in Lebensräumen.

Koordinationsstelle BDM. 2012c. Hotspots der Tagfalterdiversität. BDM-FACTS Nr. **5**.

Koordinationsstelle BDM. 2012d. BDM Indikator M4: Ökologische Ausgleichsflächen.

Koordinationsstelle BDM. 2012e. BDM-Indikator E6: Nährstoffangebot im Boden.

Koordinationsstelle BDM. 2012f. BDM-Indikator E2: Flächennutzung.

Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer, Stuttgart.

Koskela, J., A. Buck, and E. Teissier du Cros. 2007. Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe. Bioversity International, Rome.

Kramer, I. 2003. Fische und die Uferzone des Bodensees. Auswirkungen der Extremsituation im Sommer 2003. Thema des Monats - Oktober. Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU).

Kramer, I., and A. Kapfer. 2001. Naturnahe Uferbereiche und Flachwasserzonen des Bodensees. Biotope in Baden-Württemberg **13**. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU).

Krättli, H. 2005. Fassaden-Beleuchtungen: eine Bedrohung für Fledermäuse? Fledermaus-Anzeiger. Offizielles Mitteilungsorgan der SSF und der KOF. **80**:10–11.

Krättli, H., P. Moeschler, H.-P. B. Stutz, M. K. Obrist, F. Bontadina, T. Bohnenstengel, and C. Jaberg. 2013. Konzept Artenförderung Fledermäuse 2013-2020. Version vom 15.01.2013. Schweizerische Koordinationsstelle für Fledermausschutz.

Kreis, H., R. Häner, and B. Schierscher. 2007. Die Kulturpflanzensammlungen der Schweiz. Hotspot **16**:26–27.

Krejci, V., A. Frutiger, and S. Kreikenbaum. 2004. Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter. Studie im Rahmen des Projektes "STORM: Abwassereinleitung aus Kanalisationen bei Regenwetter". EAWAG, BUWAL.

Kremen, C., N. M. Williams, R. L. Bugg, J. P. Fay, and R. W. Thorp. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. Ecology Letters **7**:1109–1119.

Krüsi, B. O., M. Schütz, and S. Tidow. 1997. Waldränder in der Schweiz. Ökologischer Zustand, botanische Vielfalt und Aufwertungspotential. Schweizer Wald **4**:5–19.

Kübler-Thomas, M. 1988. Schutzprogramm für Ackerwildkräuter. Arbeitsblätter Naturschutz **8**. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Würtemberg - Institut für Ökologie und Naturschutz.

Kuntze, H., and R. Eggelsmann. 1982. Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdetuschland **3**:93–111.

Kuss, P., a. R. Pluess, H. H. Aegisdottir, and J. Stöcklin. 2008. Spatial isolation and genetic differentiation in naturally fragmented plant populations of the Swiss Alps. Journal of Plant Ecology **1**:149–159.

Küttel, S., A. Peter, and A. Wüest. 2002. Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. EAWAG, Kastanienbaum.

Kuussaari, M. et al. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. Trends in ecology & evolution **24**:564–71.

Lachat, T., F. Blaser, R. Bösch, L. Bonnard, U. Gimmi, A. Grünig, C. Roulier, S. Gioia, J. Stöcklin, and G. Volkart. 2010a. Verlust wertvoller Lebensräume. Pages 22–63 Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt.

Lachat, T., and R. Bütler. 2008. Ilots de sénescence et arbres-habitats pour augmenter la biodiversité en forêt. La Forêt **6**.

Lachat, T., D. Pauli, Y. Gonseth, G. Klaus, C. Scheidegger, P. Vittoz, and T. Walter. 2010b. Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt., Zürich.

Laikre (ed.), L. 1999. Conservation genetic management of brown trout (Salmo trutta) in Europe. Stockholm University, Sweden.

Lambelet-Haueter, C. et al. 2010. Siedlungsentwicklung. Pages 224–265 Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt.

Langhammer, P. F., M. I. Bakarr, L. A. Bennun, T. M. Brooks, R. P. Clay, W. Darwall, N. De Silva, G. J. Edgar, L. D. C. Fishpool, and M. N. Foster. 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas. Targets for Comprehensive Protected Area Systems. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. **15**. IUCN.

Largiadèr, C. R., and D. Hefti. 2002. Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten. Mitteilungen zur Fischerei **73**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Largiader, C. R., and A. Scholl. 1995. Effects of stocking on the genetic diversity of brown trout populations of the Adriatic and Danubian drainages in Switzerland. Journal of Fish Biology **47**:209–225.

Larrieu, L., A. Cabanettes, and A. Delarue. 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. European Journal of Forest Research **131**:773–786.

Lassen, P., and S. Savoia. 2005. Ecoregion Conservation Plan for the Alps. WWF European Alpine Programme.

Laurance, W. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation **141**:1731–1744.

Lawton, J. et al. 2010. Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological network. Report to Defra.

Leadley, P., H. M. Pereira, R. Alkemade, J. F. Fernandez-Manjarrés, V. Proença, J. P. W. Scharlemann, and M. J. Walpole. 2010. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st Century Change in Biodiversity and Associated Ecosystem Services. Technical Series **50**. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Lee, A. C., and R. Maheswaran. 2011. The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. Journal of public health **33**:212–22.

Lefébure, T., C. J. Douady, F. Malard, and J. Gibert. 2007. Testing dispersal and cryptic diversity in a widely distributed groundwater amphipod (Niphargus rhenorhodanensis). Molecular phylogenetics and evolution **42**:676–86.

Leibundgut, H. 1982. Europäische Urwälder der Bergstufe. Haupt Verlag, Bern.

Leifeld, J., S. Bassin, and J. Fuhrer. 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. Agriculture, Ecosystems & Environment **105**:255–266.

Leimu, R., and M. Fischer. 2008. A meta-analysis of local adaptation in plants. PloS one **3**:e4010.

Leite Ribeiro, M., K. Blanckaert, J.-L. Boillat, and A. Schleiss. 2012. Lokale Aufweitung von Seitenmündungen. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Merkblatt **5**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Leroux, S. J., F. K. a. Schmiegelow, R. B. Lessard, and S. G. Cumming. 2007. Minimum dynamic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. Biological Conservation **138**:464–473.

Liechti, P. 1994. Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. **237**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).

Liechti, P. 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Umwelt-Vollzug Nr. **1005**. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Lienert, J., and M. Fischer. 2003. Habitat fragmentation affects the common wetland specialist Primula farinosa in north-east Switzerland. Journal of Ecology **91**:587–599.

Lienert, J., M. Fischer, J. Schneller, and M. Diemer. 2002. Isozyme variability of the wetland specialist Swertia perennis (Gentianaceae) in relation to habitat size, isolation, and plant fitness. American journal of botany **89**:801–11.

Limnex AG. 2001. Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fliessgewässern. Grundlagenstudie BUWAL. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Lindsay, R. 2010. Peatbogs and Carbon: a critical synthesis. Unpublished report to RSPB Scotland.

Logue, J. B., N. Mouquet, H. Peter, and H. Hillebrand. 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. Trends in ecology & evolution **26**:482–91.

Lomolino, M., M. D. W. Oklahoma, B. Survey, A. M. All, J. Terms, and M. Weiser. 2001. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. Journal of Biogeography **28**:431–445.

Lomolino, M. V., B. R. Riddle, R. J. Whittaker, and J. H. Brown. 2010. BiogeographyFourth Edi. Sinauer Associates, Inc.

Loram, A., J. Tratalos, P. H. Warren, and K. J. Gaston. 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. Landscape Ecology **22**:601–615.

Lubini, V., S. Knispel, M. Sartori, H. Vicentini, and A. Wagner. 2012. Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen , Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz Stand 2010. Umwelt Vollzug **1212**. Bundesamt für Umwelt, Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Bern und Neuenburg.

Lubini, V., P. Stucki, and H. Vicentini. 2010a. Faunistische Bewertung von Quellen. Methoden-Evaluation V. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Bern.

Lubini, V., P. Stucki, and H. Vicentini. 2010b. Methoden für die ökologische Bewertung von Quellen. Entwurf Nr. 2. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Bern.

Maas, J., R. a Verheij, P. P. Groenewegen, S. de Vries, and P. Spreeuwenberg. 2006. Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? Journal of epidemiology and community health **60**:587–92.

MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press.

Mack, G., T. Walter, C. Flury, F. A. R. Art, and C.- Ettenhausen. 2008. Entwicklung der Alpung in der Schweiz : Ökonomische Bedeutung und ökologische Auswirkungen Einführung. Yearbook of Socioeconomics in Agriculture:259–300.

Maestre, F. T. et al. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. Science **335**:214–8.

magma AG, and Ambio GmbH. 2011. Entwicklung eines Verfahrens zur Abgrenzung des natürlichen Uferraumes bei stehenden Gewässern. Hauptstudie. Bericht im Auftrag des BAFU. Auftragsnummer **10 344**.

Magoulick, D. D., and R. M. Kobza. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. Freshwater Biology **48**:1186–1198.

Maier, K.-J., M. Zeh, J. Ortlepp, S. Zbinden, and D. Hefti. 1995. Verbreitung und Fortpflanzung der in der Schweiz vorkommenden Chondrostoma-Arten: Nase (C. nasus), Sofie (C. toxostoma),

Savetta (C. soetta). Vollzug Umwelt, Mitteilungen zur Fischerei Nr. **53**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Maillefer, C., and C. Eigenmann. 2011. Wie viel Fläche erfordert die Erhaltung unserer Kulturpflanzen? Hotspot **24**:24–25.

Malard, F., C. Boutin, A. I. Camacho, D. Ferreira, G. Michel, B. Sket, and F. Stoch. 2009. Diversity patterns of stygobiotic crustaceans across multiple spatial scales in Europe. Freshwater Biology **54**:756–776.

Malard, F., D. Ferreira, S. Dolédec, and J. V. Ward. 2003. Influence of groundwater upwelling on the distribution of the hyporheos in a headwater river flood plain. Archiv für Hydrobiologie **157**:28.

Malard, F., and K. Tockner. 2002. A landscape perspective of surface–subsurface hydrological exchanges in river corridors. Freshwater Biology **47**:621–640.

Mander, Ü. 2008. Riparian Zone Management and Restoration. Pages 96–111 in J. Sven-Erik, editor. Applications in Ecological Engineering, 1st edition. Elsevier, Amsterdam.

Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. Nature **405**:243–53.

Margules, C., and S. Sarkar. 2007. Systematic conservation planning. Cambridge University Press.

Marti, C., and L. Schifferli. 1987. Inventar der Schweizer Wasservogelgebiete von internationaler Bedeutung - Erste Revision 1986. Der Ornithologische Beobachter **84**:11–47.

Marti, K., B. O. Krüsi, J. Heeb, and E. Theis. 1997a. Pufferzonen- Schlüssel. Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotope unter besonderer Berücksichtigung von Nährstoff-Pufferzonen. Vollzug Umwelt. BUWAL, Bern, Bern.

Marti, K., B. O. Krüsi, J. Heeb, and E. Theis. 1997b. Pufferzonen-Schlüssel. Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotiope. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Martin, C., J.-F. Didon-Lescot, and V. Marc. 2000. Etude du fonctionnement hydrologique des zones humides du Mont-Lozère: l'exemple de la Tourbière des Sagnes. Etudes de Géographie Physique **XXIX**:15–43.

Martin, C., M. Pohl, C. Alewell, C. Körner, and C. Rixen. 2010. Interrill erosion at disturbed alpine sites: effects of plant functional diversity and vegetation cover. Basic and Applied Ecology **11**:619–626.

Martin, E. a., B. Reineking, B. Seo, and I. Steffan-Dewenter. 2013. Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences. published ahead of print:1–6.

Martin, M. 2011. Flächendaten der Biotope von nationaler und regionaler Bedeutung. Version 18.02.2011. Biotopinventarprogramm BIOP. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt.

Martin, M., G. Volkart, R. Joehl, and H. Christoph. 2007. Schafe auf Trockenweiden. Teil A: Vergleich von Rinder- und Schafweiden. Teil B: Wie werden artenreiche Schafweiden bewirtschaftet? - Acht Fallbeispiele. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern.

Masé, G., M. Martin, M. Dipner, and R. Joehl. 2008. TWW im Mittelland. Leitlinie zur Förderung von Trockenwiesen und -weiden in der biogeografischen Region Mittelland. Entwurf vom 30.4.2008. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Bern.

Mathur, S., M. Levesque, and P. Richard. 1982. The establishment of synchrony between subsurface layers and estimation of overall subsidence of cultivated organic soils by a palynological method. Canadian Journal of Soil Science **431**:427–431.

Matthews, W. J. 1998. Patterns in Freshwater Fish ecology. Chapman & Hall.

Matthies, D., I. Bräuer, W. Maibom, and T. Tscharntke. 2012. Population Size and the Risk of Local Extinction: Empirical Evidence from Rare Plants. Oikos **105**:481–488.

Maurer, K., W. Durka, and J. Stöcklin. 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. Basic and Applied Ecology **4**:307–316.

Maurer, K., A. Weyand, M. Fischer, and J. Stöcklin. 2006. Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. Biological Conservation **130**:438–446.

Mayer, H., and M. Neumann. 1981. Struktureller und entwicklungsdynamischer Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald/Niederösterreich und Corkova Uvala/Kroatien. Forstwiss Cent.b **100**:111–132.

Mayer, P. M., S. K. Reynolds, M. D. McCutchen, and T. J. Canfield. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. Journal of environmental quality **36**:1172–80.

McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation **127**:247–260.

McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. Urban Ecosystems **11**:161–176.

Meichtry-Stier, K. S., M. Jenny, J. Zellweger-Fischer, and S. Birrer. 2013. Impact of quantity and quality of ecological compensation areas on density of different farmland species. submitted.

Meßlinger, U. 2011. Monitoring von Biberrevieren in Westmittelfranken. Im Auftrag vom Bund Naturschutz in Bayern.

Michel, G., F. Malard, L. Deharveng, T. Di Lorenzo, B. Sket, and C. De Broyer. 2009. Reserve selection for conserving groundwater biodiversity. Freshwater Biology **54**:861–876.

Middleton, B. 2006. Seed dispersal in fens. Applied Vegetation Science **9**:279–284.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Mitchell, R., and F. Popham. 2008. Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. Lancet **372**:1655–1660.

Moilanen, A., and I. Hanski. 1998. Metapopulation Dynamics: Effects of Habitat Quality and Landscape Structures. Ecology **79**:2503–2515.

Möller, G. 2009. Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera - Käfer. Dissertation. Institut für Zoologie der Freien Universität Berlin.

Möller, G. 2012. Habitatbäume und Baumpflege. Erkennung, Erhalt und Entwicklung der Lebensräume rechtlich geschützter Käferarten. Jahrbuch der Baumpflege 2012:68–80.

Mollet, P., S. Birrer, B. Naef-Daenzer, L. Naef-Daenzer, R. Spaar, and N. Zbinden. 2006. Situation der Vogelwelt im Schweizer Wald. Avifauna Report Sempach **5**.

Mollet, P., B. Stadler, and K. Bollmann. 2008. Aktionsplan Auerhuhn Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug **0804**. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich.

Monaghan, M., and P. Spaak. 2002. Population genetic structure of 3 alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. Journal of North American Benthological Society **21**.

Mönnecke, M., K. Wasem, H. Spiess, and D. Kümin. 2006. Ansprüche von Naherholungsuchenden und deren Berücksichtigung in verschiedenen Arten von Planungsinstrumenten. Projekt im Rahmen des WSL-Programmes "Landschaft im Ballungsraum". Hochschule für Technik Rapperswil, Zürcher Hochschule Winterthur.

Moser, T., and W. Zimmermann. 2011. Ökosystemleistungen des Waldes im politischen Kontext: Bedeutung und Argumenttypen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **162**:405–411.

Muggli, J. et al. 2010. Luzerner Fischatlas. Dienststelle Landwirtschaft und Wald des Kantons Luzern (lawa), Luzern.

Müller, J. 2005a. Wie beeinflusst Forstwirtschaft die Biodiversität in Wäldern? Eine Analyse anhand der xylobionten Käfer (Insecta: Coleoptera). Beitr bayer Entomofaunistik **7**:1–8.

Müller, M. 2005b. Das Braunkehlchen in der Unterengadiner Berglandwirtschaft. Faktenblatt Wiesenbrüter. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Müller, M., T. Lachat, and R. Bütler. 2012. Wie gross sollen Altholzinseln sein? Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **163**:49–56.

Müller, M., R. Spaar, L. Schifferli, and L. Jenni. 2004. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (Saxicola rubetra). Journal of Ornithology **146**:14–23.

Müller, R. 2007. The re-discovery of the vanished "Edelfisch" Coregonus nobilis Haack, 1882, in Lake Lucerne, Switzerland. Advances in Limnology **60**:419–430.

Müller, W. 2011. Wasser- und Zugvogelreservate von internationaler und nationaler Bedeutung. Hotspot **24**:11.

Müller-Peddinghaus, M. E. H. 2011. Flight-morphology of Central European caddisflies (Insecta: Trichoptera) in relation to their ecological preferences. Inauguraldissertation. Universität Duisburg-Essen.

Müller-Wenk, R., F. Huber, N. Kuhn, and A. Peter. 2004. Landnutzung in potenziellen Fliessgewässerauen - Artengefährdung und Ökobilanzen. Schriftenreihe Umwelt **361**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Munshi-South, J. 2012. Urban landscape genetics: canopy cover predicts gene flow between white-footed mouse (Peromyscus leucopus) populations in New York City. Molecular ecology **21**:1360–78.

Murphy, N. P., M. T. Guzik, and J. W. Wilmer. 2010. The influence of landscape on population structure of four invertebrates in groundwater springs. Freshwater Biology **55**:2499–2509.

Van der Nat, D., A. P. Schmidt, K. Tockner, P. J. Edwards, and J. V. Ward. 2002. Inundation Dynamics in Braided Floodplains: Tagliamento River, Northeast italy. Ecosystems **5**:636–647.

Navara, K. J., and R. J. Nelson. 2007. The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. Journal of pineal research **43**:215–24.

Neuvonen, M., T. Sievänen, S. Tönnes, and T. Koskela. 2007. Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki. Urban Forestry & Urban Greening **6**:235–247.

Niedzialkowska, M., M. C. Fontaine, and B. Jedrzejewska. 2012. Factors shaping gene flow in red deer (Cervus elaphus) in seminatural landscapes of central Europe. Canadian Journal of Zoology **90**:150–162.

Nilsson, S. G., J. Hedin, and M. Niklasson. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. Scandinavian Journal of Forest Research **16**:10–26.

Nobis, M. P., J. a. G. Jaeger, and N. E. Zimmermann. 2009. Neophyte species richness at the landscape scale under urban sprawl and climate warming. Diversity and Distributions **15**:928–939.

Nowak, D., D. Crane, and J. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban forestry & urban greening **4**:115–123.

Nyfeler, D., O. Huguenin-Elie, M. Suter, E. Frossard, J. Connolly, and A. Lüscher. 2009. Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. Journal of Applied Ecology **46**:683–691.

Oberndorfer, E., J. Lundholm, B. Bass, R. R. Coffman, H. Doshi, N. Dunnett, S. Gaffin, M. Köhler, and K. K. Y. Liu. 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. BioScience **57**:823–833.

Obrist, M. K. et al. 2012. Biodiversität in der Stadt – für Mensch und Natur. Merkblatt für die Praxis **48**:1–12. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.

OcCC / ProClim. 2007. Climate Change and Switzerland 2050 - Expected Impacts on Environment, Society and Economy.

Oertli, B., D. Auderset Joye, E. Castella, R. Juge, and J.-B. Lachavanne. 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Université de Genève, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Oertli, B., J. Biggs, R. Céréghino, P. Grillas, P. Joly, and J.-B. Lachavanne. 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **15**:535–540.

Oertli, B., D. Joye, E. Castella, and R. Juge. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. Biological Conservation **104**:59–70.

Oggier, P., A. Righetti, and B. L. 2001. Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Umwelt-Wissen Nr. 0714 (2. aktualisierte Auflage der BUWAL-Schriftenreihe Umwelt Nr. 332). BAFU, ARE, ASTRA.

Olloz, S., and C. Herrmann. 2009. "Auf Augenhöhe 1,20 m". Von der Sozialraumanalyse zum Leitfaden für eine kinderfreundliche Stadtentwicklung. Metron Themenheft. **25**:20–23.

Ostendorp, W. 1994. Bonitierung von Schilfröhrichten. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nierderösterreichischen Landesmuseum **8**:65–84.

Ostendorp, W., M. Dienst, W. Löderbusch, and M. Peintinger. 2010. Seeuferrenaturierungen am Bodensee. Natur und Landschaft **85**:89–97.

Ostendorp, W., C. Iseli, M. Krauss, P. Krumscheid-Plankert, J.-L. Moret, M. Rollier, and F. Schanz. 1995. Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some central European lakes. Ecological Engineering **5**:51–75.

Ostendorp, W., K. Schmieder, and K. Jöhnk. 2004. Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. Ecohydrology & Hydrobiology **4**:229–245.

Öster, M., S. a. O. Cousins, and O. Eriksson. 2007. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. Journal of Vegetation Science **18**:859.

Paquet, J. Y. 2006. Vers une gestion plus favorable à la biodiversité des milieux ouverts en forêt, étude de la dynamique d'une espèces-modèle: le tarrier pâtre. Forêt wallonne **84**:3–15.

Parish, F., A. Sirin, D. Charman, H. Joosten, T. Minayeva, and L. Silvius, M. Stringer. 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate change. Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur & Wetlands International, Wageningen.

Parlow, E., D. Scherer, and U. Fehrenbach. 2010. Klimaanalyse der Stadt Zürich (KLAZ). Wissenschaftlicher Bericht. Erstellt im Auftrag des Umwelt- und Gesundheitsschutzes der Stadt Zürich.

Pärtel, M., H. H. Brun, and M. Sammul. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. in R. Lillak, R. Viiralt, A. Linke, and V. Geherman, editors. Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation Tartu, Estonia, 29–31 August 2005.

Pasinelli, G., M. Weggler, and B. Mulhauser. 2008. Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug **0805**. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz.

Pattaroni, L., M.-P. Thomas, and V. Kaufmann. 2010. Nachhaltiger städtischer Lebensraum für Familien mit Kindern. Collage. Zeitschrift für Planung, Umwelt und Städtebau **4**.

Pauley, S. M. 2004. Lighting for the human circadian clock: recent research indicates that lighting has become a public health issue. Medical hypotheses **63**:588–96.

Payne, J. L., and S. Finnegan. 2007. The effect of geographic range on extinction risk during background and mass extinction. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **104**:10506–11.

Pearson, S., C. Schiess-Bühler, C. Hedinger, M. Martin, and G. Volkart. 2006. Bewirtschaftung von Trockenwiesen und -weiden. Umwelt-Vollzug **0622**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Peintinger, M., N. Arrigo, S. Brodbeck, A. Koller, M. Imsand, and R. Holderegger. 2010. Genetische und morphologische Differenzierung der endemischen Grasart Deschampsia littoralis (GAUDIN) REUT. – Wie verschieden sind die Populationen am Bodensee und am Lac de Joux im Vergleich zu D . cespitosa (L.) P. BEAUV.? Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU), Institut de Botanique, Université de Neuchâtel, WSL.

Peintinger, M., and A. Bergamini. 2005. Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. Plant Ecology **185**:1–17.

Peintinger, M., A. Bergamini, and B. Schmid. 2003. Species-area relationships and nestedness of four taxonomic groups in fragmented wetlands. Basic and Applied Ecology **394**:385–394.

Pellet, J., A. Borgula, J. Ryser, and S. Zumbach. 2012. Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung. Bewertung der Laichgebiete und Definition der Schwellenwerte. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Peng, L. L. H., and C. Y. Jim. 2013. Green-Roof Effects on Neighborhood Microclimate and Human Thermal Sensation. Energies **6**:598–618.

Penone, C., C. Kerbiriou, J.-F. Julien, R. Julliard, N. Machon, and I. Viol. 2012. Urbanisation effect on Orthoptera: which scale matters? Insect Conservation and Diversity. doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00217.x.

Perruchoud, D., L. Walthert, S. Zimmermann, and P. Lüscher. 2000. Contemporary carbon stocks of mineral forest soils in the Swiss Alps. Biogeochemistry **50**:111–136.

Petchey, O. L., A. Eklöf, C. Borrvall, B. Ebenman, and A. Eklo. 2008. Trophically unique species are vulnerable to cascading extinction. The American Naturalist **171**:568–579.

Peter, A. 2009a. Rivermanagement, Teilprojekt Vernetzung. Retrieved September 20, 2012, from http://www.rivermanagement.ch/rivermanagement/teil_vern-de.ehtml.

Peter, A. 2009b. Die Bedeutung kleiner Fliessgewässer für Fische. Vortrag cercl'eau - Tagung 2009.

Peter, M., P. J. Edwards, P. Jeanneret, D. Kampmann, and A. Lüscher. 2008. Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. Agriculture, Ecosystems & Environment **125**:204–212.

Peter, M., A. Gigon, P. J. Edwards, and A. Lüscher. 2009. Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. Biodiversity and Conservation **18**:547–567.

Peter-Schmid, M. K. I., R. Kölliker, and B. Boller. 2008. Value of permanent grassland habitats as reservoirs of Festuca pratensis Huds. and Lolium multiflorum Lam. populations for breeding and conservation. Euphytica **164**:239–253.

Pfaundler, M., C. Dübendorfer, and A. Zysset. 2011. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Hydrologie - Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug **1107**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Pfiffner, L., and O. Balmer. 2009. Biolandbau und Biodiversität. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick.

Pickett, S. T. A., and J. N. Thompson. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. Biological Conservation **13**:27–36.

Picó, F. X., and J. M. Van Groenendael. 2007. Large-scale plant conservation in European semi-natural grasslands: a population genetic perspective. Diversity and Distributions **13**:920–926.

Planungsamt des Kantons St.Gallen. 1999. Seeuferplanung Walensee.

Plüss, A., and J. Stöcklin. 2004. Genetic diversity and fitness in Scabiosa columbaria in the Swiss Jura in relation to population size. Conservation Genetics **5**:145–156.

Pohl, M. 2010. How Does Plant Diversity Affect Soil Aggregate Stability and Erosion Processes in Disturbed Alpine Ecosystems? Thèse Nr. 4739. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Pott, R., and D. Remy. 2008. Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Pressey, R. L., M. Cabeza, M. E. Watts, R. M. Cowling, and K. A. Wilson. 2007. Conservation planning in a changing world. Trends in Ecology & Evolution **22**:583–92.

Pressey, R. L., R. M. Cowling, and M. Rouget. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. Biological Conservation **112**:99–127.

Pretty, J. N., J. Barton, I. Colbeck, R. Hine, S. Mourato, G. Mackerron, and C. Wood. 2011. Health Values from Ecosystems. Pages 1153–1182 UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.

Prevedello, J. A., and M. V. Vieira. 2009. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. Biodiversity and Conservation **19**:1205–1223.

Primack, R. B. 2010. Essentials of Conservation Biology, 5. edition. Sinauer Associates, Inc.

Pro Natura. 2000. Wildnis und Kulturlandschaft. Grundlagen für einen zielgerichteten Naturschutz.

Probst, W. N., S. Stoll, L. Peters, P. Fischer, and R. Eckmann. 2009. Lake water level increase during spring affects the breeding success of bream Abramis brama (L.). Hydrobiologia **632**:211–224.

Proclim (Hrsg.). 2003. Hitzesommer 2003 Synthesebericht. Forum Hitzesommer 2003 vom 7. Juli 2005.

Pronk, M. 2010. Auftreten von Mikroorganismen im Grundwasser. GWA **12**:1059–1071.

Prugh, L. R., K. E. Hodges, A. R. E. Sinclair, and J. S. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. PNAS **105**:20770–20775.

Pywell, R. F., M. S. Heard, R. B. Bradbury, S. Hinsley, M. Nowakowski, K. J. Walker, and J. M. Bullock. 2012. Wildlife-friendly farming benefits rare birds, bees and plants. Biology letters **8**:772–5.

Reed, D. H., J. J. O. Grady, B. W. Brook, J. D. Ballou, and R. Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. Biological Conservation **113**:23–34.

Reichholf-Riehm, H. 1993. Der Lebensraum Aue. Mitteilungen Zoologische Gesellschaft Braunau **5**:315–327.

Reif, A., and E. Richert. 1995. Naturnahe Hecken durch Verwendung autochthoner Gehölze. Ländliche Entwicklung in Bayern, Materialien **33**.

Reiter, G., U. Hüttmeier, K. Krainer, K. Smole-Wiener, and M. Jerabek. 2008. Emergence behaviour of lesser horseshoe bats (Rhinolophus hipposideros): Intracolony variation in time and space (Carinthia and Salzburg, Austria). Ber. nat.-med. Verein Inssbruck **95**:81–93.

Remmert, H. 1991. Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. Laufener Seminarbeiträge **5**:5–15.

Revermann, R., H. Schmid, N. Zbinden, R. Spaar, and B. Schröder. 2012. Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (Lagopus muta helvetica) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. Journal of Ornithology **153**:891–905.

Rich, C., and T. Longcore. 2006. Ecological Consequences of Artificial Night Lighting. Island Press, Washington, DC.

Ricketts, T. H. et al. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? Ecology letters **11**:499–515.

Riecken, U., P. Finck, U. Raths, E. Schröder, and A. Ssymank. 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz und Biologische Vielfalt **34**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.

Riedener, E., H.-P. Rusterholz, and B. Baur. 2013. Effects of different irrigation systems on the biodiversity of species-rich hay meadows. Agriculture, Ecosystems & Environment **164**:62–69.

Rieder, S., P. Hirsig, C. Mauch, F. Landis, and R. Frey. 2007. Erfolgskontrolle des Schutzes von Trockenwiesen und -weiden. Bericht der Nullmessung. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Robinson, C. T., and U. Uehlinger. 2008. Experimental Floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. Ecological Applications **18**:511–526.

Rocha, J., R. Biggs, G. Peterson, and S. Carpenter. 2012. Freshwater Eutrophication. Retrieved November 5, 2012, from www.regimeshifts.org.

Rodewald, R. 2011. Ihr schwebt über dem Abgrund. Die Walliser Terrassenlandschaften. Rotten Verlag.

Roff, D. A. 1993. The evolution of life histories: Theory and Analysis. Springer.

Rondinini, C. 2011. Meeting the MPA network design principles of representivity and adequacy: Developing species-area curves for habitats. JNCC Report **No. 439**.

Röösli, B. 2008. Wie viel Wald brauchen Herr und Frau Schweizer. Geomatique Suisse **10**.

Rosell, F., O. Bozsér, P. Collen, and H. Parker. 2005. Ecological impact of beavers Castor fiber and Castor canadensis and their ability to modify ecosystems. Mammal Review **35**:248–276.

RoTAP. 2012. Review of transboundary air pollution (RoTAP): Acidification, Eutrophication, Ground Level Ozon and Heavy Metals in the UK. Contract Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Centre for Ecology & Hydrology.

Roth, U., C. Schwick, and F. Spichtig. 2010. Zustand der Landschaft in der Schweiz. Zwischenbericht Landschaftsbeobachtung Schweiz (LABES). Umwelt-Zustand **1010**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Rowe, D. B. 2011. Green roofs as a means of pollution abatement. Environmental pollution **159**:2100–2110.

Rüetschi, J., P. Stucki, P. Müller, H. Vicentini, and F. Claude. 2012. Rote Liste Weichtiere (Schnecken und Muscheln). Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Umwelt-Vollzug **1216**. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg.

Rulé, C., G. Ackermann, R. Berg, T. Kindle, R. Kistler, M. Klein, M. Konrad, H. Löffler, M. Michel, and B. Wagner. 2005. Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management. Österreichs Fischerei **58**:230–262.

Russ, G. R., and A. C. Alcala. 2011. Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: the cup spillith over. Ecological Applications **21**:241–50.

Rust-Dubieé, C., K. Schneider, and T. Walter. 2006. Fauna der Schweizer Auen. Eine Datenbank für Praxis und Wissenschaft. Bristol-Schriftenreihe **16**. Haupt Verlag.

Rusterholz, H. 2003. Die Rolle extensiv gepflegter städtischer Grünflächen zur Erhaltung bedrohter Pflanzenarten: Der St . Johanns-Park in Basel. Bauhinia **17**.

Ryser, J., A. Borgula, P. Fallot, E. Kohli, and S. Zumbach. 2002. Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung: Vollzugshilfe. Vollzug Umwelt **8810**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Sabatino, A. Di, B. Cicolani, and R. Gerecke. 2003. Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. Freshwater Biology **48**:2163–2173.

Salonen, V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. Holarctic Ecology **10**:171–174.

Sandström, U. G., P. Angelstam, and G. Mikusiński. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. Landscape and Urban Planning **77**:39–53.

Sang, A., T. Teder, A. Helm, and M. Pärtel. 2010. Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. Biological Conservation **143**:1405–1413. Elsevier Ltd.

Sattler, T., D. Borcard, R. Arlettaz, F. Bontadina, P. Legendre, M. K. Obrist, and M. Moretti. 2010a. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. Ecology **91**:3343–3353.

Sattler, T., P. Duelli, M. K. Obrist, R. Arlettaz, and M. Moretti. 2010b. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. Landscape Ecology **25**:941–954.

Sattler, T., M. K. Obrist, B. Pezzati, M. Nobis, and M. Moretti. 2010c. BiodiverCity: Biodiversität im Siedlungsraum. Zusatzauswertungen Modul B1. Unpublizierter Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Bern.

Schälchi, U., and A. Kirchhofer. 2012. Sanierung Geschiebehaushalt Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Umwelt-Vollzug **1226**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Schälchli Abegg + Hunzinger, and Hunziker Zarn & Partner. 2005. Geschiebe- und Schwebstoffproblematik in Schweizer Fliessgewässern.

Schälchli Abegg + Hunzinger, and H. Z. & Partner. 2007. Reaktivierung des Geschiebehaushalts in Schweizer Fliessgewässern Massnahmen. und Kosten.

Schaub, M., N. Martinez, A. Tagmann-Ioset, N. Weisshaupt, M. L. Maurer, T. S. Reichlin, F. Abadi, N. Zbinden, L. Jenni, and R. Arlettaz. 2010. Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. PloS one **5**:e13115.

Scheidegger, C., A. Bergamini, M. Bürgi, R. Holderegger, T. Lachat, N. Schnyder, B. Senn-Irlet, B. Wermelinger, and K. Bollmann. 2010. Waldwirtschaft. Pages 124–160 in T. Lachat, D. Pauli, Y. Gonseth, G. Klaus, C. Scheidegger, P. Vittoz, and T. Walter, editors. Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Bristol-Stiftung, Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

Scheidegger, C., and P. Clerc. 2002. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz: Baum- und erdbewohnende Flechten. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt **9010**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, und Conservatioire et Jardin botaniques de la Ville de Genève CJBG.

Scheidegger, C., S. Werth, W. Gostner, A. Schleiss, and A. Peter. 2012. Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Merkblatt **1**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Schelhaas, M. J., G. J. Nabuurs, and A. Schuck. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. Global Change Biology **9**:1620–1633.

Schemel, H.-J., and T. Wilke. 2008. Kinder und Natur in der Stadt. Spielraum Natur: Ein Handbuch für Kommunalpolitik und Planung sowie Eltern und Agenda-21-Initiativen. Bundesamt für Naturschutz.

Scherzinger, W. 1996. Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Schierscher-Viret, B., and G. Kleijer. 2007. Etat des ressources phytogénétiques en Suisse. Revue suisse Agric. **39**:261–266.

Schiess, H. 1989. Schilfbestände als Habitatinseln von Vögeln. Berichte **321**. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen.

Schifferli, L., and M. Kestenholz. 1995. Inventar der Schweizer Wasservogelgebiete von nationaler Bedeutung als Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete - Revision 1995. Der Ornithologische Beobachter **92**:413–433.

Schifferli, L., H. Schmid, and V. Keller. 2007. Hochwasserschutz Thunersee, Betriebsreglement Entlastungsstollen. Beurteilung der möglichen Auswirkungen auf Brutvögel. Gutachten im Auftrag der IC Infraconsult, Bern. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Schipperijn, J., O. Ekholm, U. K. Stigsdotter, M. Toftager, P. Bentsen, F. Kamper-Jørgensen, and T. B. Randrup. 2010. Factors influencing the use of green space: Results from a Danish national representative survey. Landscape and Urban Planning **95**:130–137.

Schlup, B. M. 2009. Assessing the connectivity of calcareous grassland plant communities. Dissertation ETH Nr. 18511. Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich.

Schmid, H., L. Bonnard, A. Hausammann, and A. Sierro. 2010. Aktionsplan Flussuferläufer Schweiz. Umwelt-Vollzug **1028**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich.

Schmid, H., M. Leuenberger, L. Schifferli, and S. Birrrer. 1992. Limikolenrastplätze in der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

Schmid, W. 2003. Themenbericht extensive Weiden. relais Praxis und Forschung für Natur und Landschaft. Projekte Ökologie und Landwirtschaft, Schinznach-Dorf.

Schmid, W., P. Wiedemeier, and A. Stäubli. 2001. Extensive Weiden und Artenvielfalt Synthesebericht.

Schmidt, B., and S. Zumbach. 2005. Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz. Vollzug Umwelt **9012**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz.

Schmieder, K., and S. Werner. 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. Aquatic Botany **84**:245–250.

Schneider, M., and H. Homburger. 2012. Schlussbericht des AlpFUTUR-Teilprojekts 2 "Nutzungsintensität". Schlussbericht und Syntheseinput zu Handen des Verbundprojektes AlpFUTUR. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Schneider, M. K., O. Huguenin-elie, and A. Lüscher. 2012. Extensives Grasland im Schweizerischen Tal- , Berg- und Alpgebiet: Herausforderungen und Lösungsansätze. Pages 17–20 17. Alpenländische Expertenforum 2012.

Schnitzler, A. 1996. Les forêts primaires tempérées d'Europe, mythes et réalités. La Recherche.

Schnyder, N., A. Bergamini, H. Hofmann, N. Müller, E. Urmi, and C. Schubiger-Bossard. 2004. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz: Moose. Vollzug Umwelt **9007**. BUWAL, FUB & NISM.

Schtickzelle, N., J. Choutt, P. Goffart, V. Fichefet, and M. Baguette. 2005. Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. Biological Conservation **126**:569–581.

Schüepp, C., J. D. Herrmann, F. Herzog, and M. H. Schmidt-Entling. 2011. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. Oecologia **165**:713–21.

Schüpbach, B., G. Hofer, and T. Walter. 2012. Schlussbericht aus dem AlpFUTUR-Teilprojekt 5 "Qualität", Teil Landschaft. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Schüpbach, B., X. Junge, R. Briegel, P. Lindemann-Matthies, and T. Walter. 2009. Ästhetische Bewertung landwirtschaftlicher Kulturen durch die Bevölkerung. ART-Schriftenreihe **10**.

Schürch, M., R. Kozel, D. Biaggi, and R. Weingartner. 2010. Typisierung von Grundwasserregimen in der Schweiz. GWA **11**:955–965.

Schwab, G. 2009. Biber in Bayern Biologie und Management. UmweltBasis. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).

Schwartz, M. W., C. A. Brigham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills, and P. J. Van Mantgem. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. Oecologia **122**:297–305.

Schweizerische Eidgenossenschaft. 2012a. Strategie Biodiversität Schweiz. In Erfüllung der Massnahme 69 (Ziel 13, Art. 14, Abschnitt 5) der Legislaturplanung 2007–2011: Ausarbeitung einer Strategie zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität.

Schweizerische Eidgenossenschaft. 2012b. Anpassung an den Klimawandel in der Schweiz – Ziele , Herausforderungen und Handlungsfelder. Erster Teil der Strategie des Bundesrates.

Schweizerische Gesellschaft für Höhlenforschung, and Schweizerisches Institut für Speläologie und Karstforschung. 2001. Erhaltung und Schutz der Schweizer Höhlen- und Karstwelt. Vorschlag für eine dauerhafte und effiziente Verwaltung. La Chaux-de-Fonds.

Schwyzer, Y., K. Liechti, and R. Rodewald. 2012. Katalog der charakteristischen Kulturlandschaften der Schweiz. Landschaftsqualitäten und Landschaftsentwicklungsziele. Stiftung Landschaftsschutz Schweiz SL.

Senn-Irlet, B., M. Küchler, S. Stofer, and N. Schnyder. 2012. Kryptogamen als Indikatoren und Leitarten für Waldlebensräume. Schlussbericht des Forschungsprojektes A211.0107 / Vollzug im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.

Senn-Irlet, B., and C. Scheidegger. 2006. Trockenwiesen und -weiden: Flechten und Pilze. Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Shaffer, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. BioScience **31**:131–134.

Sheppard, L. J., I. D. Leith, S. Kivimaki, N. van Dijk, J. R. Hall, P. Bruneau, J. Grace, and R. Rees. 2008. Does enhanced nitrogen deposition represent a threat to Sphagnum and thus the sustainability of Scottish peatlands? Pages 291–297 Land management in a changing environment, Proceedings SAC and SEPA biennial Conference, Edinburgh, 26-27 March 2008.

Sierro, A., M. Frey-Iseli, R. Graf, G. Dändliker, M. Müller, L. Schifferli, R. Arlettaz, and N. Zbinden. 2009. Banalisation de l'avifaune du paysage agricole sur trois surfaces témoins du -Valais (1988-2006). Nos Oiseaux **56**:129–148.

Silvertown, J., P. Poulton, E. Johnston, G. Edwards, M. Heard, and P. M. Biss. 2006. The Park Grass Experiment 1856-2006: its contribution to ecology. Journal of Ecology **94**:801–814.

Sinreich, M. 2009. Konzept der Vulnerabilität im Grundwasserschutz. gwa **2**:109–117.

Sinreich, M. 2011. Vulnerabilität der Grundwasservorkommen - HADES Tafel 8.7. Presentation. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

SKEW/CPS. 2009. Empfehlungen für den Anbau und die Verwendung von Pflanz- und Saatgut einheimischer Wildpflanzen. Für die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen in der

Landwirtschaft, von öffentlichen und privaten Grünflächen und anderer Biotope, sowie für die Rena. 3. Aktualisierung. Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen, Nyon.

Smith, A. B. 2010. Caution with curves: Caveats for using the species–area relationship in conservation. Biological Conservation **143**:555–564.

Smith, F. P., R. Gorddard, A. P. N. House, S. McIntyre, and S. M. Prober. 2012. Biodiversity and agriculture: Production frontiers as a framework for exploring trade-offs and evaluating policy. Environmental Science & Policy **23**:85–94.

Snep, R. P. H., P. F. M. Opdam, J. M. Baveco, M. F. Wallis de Vries, W. Timmermans, R. G. M. Kwak, and V. Kuypers. 2009. How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. Biodiversity conservation at business sites. Options and opportunities. Alterra scientific contributions 28. Alterra, Wageningen.

Soons, M. B. 2006. Wind dispersal in freshwater wetlands: Knowledge for conservation and restoration. Applied Vegetation Science **9**:271–278.

Spaak, P. 2012. Wie Nährstoffe Gewässer verändern. EAWAG News **72**:4–7.

Spaar, R., R. Ayé, N. Zbinden, and U. Rehsteiner. 2012. Elemente für Artenförderungsprogramme Vögel Schweiz – Update 2011. Koordinationsstelle des Rahmenprogramms "Artenförderung Vögel Schweiz". Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz und Schweizerische Vogelwarte, Zürich und Sempach.

Spielman, D., B. W. Brook, and R. Frankham. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. PNAS **101**:15261–15264.

Spitale, D., A. Petraglia, and M. Tomaselli. 2009. Structural equation modelling detects unexpected differences between bryophyte and vascular plant richness along multiple environmental gradients. Journal of Biogeography **36**:745–755.

Spreafico, M., and R. Weingartner. 2005. Hydrologie der Schweiz. Berichte des BWG, Serie Wasser **7**. Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Bern.

Stanford, J. A., and J. V. Ward. 1993. An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor. J. N. Am. Benthol. Soc. **12**:48–60.

Staub, C., W. Ott, F. Heusi, G. Klingler, A. Jenny, M. Häcki, and A. Hauser. 2011. Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Umwelt-Wissen Nr. **1102**:106. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Steffan-Dewenter, I. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. Ecology Letters **3**:449–456.

Steffan-Dewenter, I., U. Münzenberg, C. Bürger, C. Thies, and T. Tscharntke. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. Ecology **83**:1421–1432.

Steffan-Dewenter, I., and T. Tscharntke. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands - a mini review. Biological Conservation **104**:275–284.

Stein, H., C. Griebler, S. Berkhoff, D. Matzke, A. Fuchs, and H. J. Hahn. 2012. Stygoregions - a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems. Scientific reports **2**:673.

Stein, H., C. Kellermann, S. I. Schmidt, H. Brielmann, C. Steube, S. E. Berkhoff, A. Fuchs, H. J. Hahn, B. Thulin, and C. Griebler. 2010. The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality. Journal of environmental monitoring **12**:242–54.

Steiner, G. M., and A. Grünig. 1997. Entwicklung und Bedeutung der Moore und Moorlandschaften. Handbuch Moorschutz in der Schweiz. Band 2. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Steiner-Haremaker, I., and D. Steiner. 1961. Zur Verbreitung und geographischen Bedeutung der Grünhecken in der Schweiz. Geogr. Helv. **16**:61–76.

Steingröver, E. G., W. Geertsema, and W. K. R. E. Wingerden. 2010. Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). Landscape Ecology **25**:825–838.

Steinmann, K., S. Eggenberg, T. Wohlgemuth, H. P. Linder, and N. E. Zimmermann. 2011. Niches and noise-Disentangling habitat diversity and area effect on species diversity. Ecological Complexity **8**:313–319.

Steinmann, P. 1915. Praktikum der Süßwasserbiologie. Die Organismen des fließenden Wassers. Bornträger, Berlin.

Stewart, G. B., H. R. Bayliss, D. A. Showler, A. S. Pullin, and W. J. Sutherland. 2006. Does the use of in-stream structures and woody debris increase the abundance of salmonids. CEE review **05-006**. Centre for Evidence-Based Conservation, Birmingham.

Stoate, C., N. D. Boatman, R. J. Borralho, C. Rio Carvalho, G. R. de Snoo, and P. Eden. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management **63**:337–365.

Stoch, F., and D. M. P. Galassi. 2010. Stygobiotic crustacean species richness: a question of numbers, a matter of scale. Hydrobiologia **653**:217–234.

Stöcklin, J., and M. Fischer. 1999. Plants with longer-lived seeds have lower local extinction rates in grassland remnants 1950-1985. Oecologia **120**:539–543.

Stöcklin, J., V. G. Meier, and M. Ryf. 1999. Populationsgrösse und Gefährdung von Magerwiesen-Pflanzen im Nordwestschweizer Jura. Bauhinia **13**:61–68.

Stöcklin, J., M. Ryf, and M. Fischer. 2000. Small size of remnants of nutrient-poor calcareous grassland (Mesobromion) in the Swiss Jura puts many plant species at the risk of local extinction. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **9**:109–118.

Stoll, S., P. Fischer, P. Klahold, N. Scheifhacken, H. Hofmann, and K.-O. Rothhaupt. 2008. Effects of water depth and hydrodynamics on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of a large pre-alpine lake. Journal of Fish Biology **72**:1001–1022.

Stone, E. L., G. Jones, and S. Harris. 2009. Street Lighting Disturbs Commuting Bats. Current Biology **19**:1123–1127.

Stucki, P., and B. Zaugg. 2011. Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. **1104**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Sutherland, W. J., and R. P. Freckleton. 1999. What is the Allee effect? Oikos **87**:185–190.

Szerencsits, E., B. Schüpbach, H. Conradin, A. Grünig, and T. Walter. 2009. Agrarlandschaftstypen der Schweiz. Agroscope.

Szövényi, P., S. Sundberg, and a. J. Shaw. 2012. Long-distance dispersal and genetic structure of natural populations: an assessment of the inverse isolation hypothesis in peat mosses. Molecular Ecology **21**:1–12.

Tabaku, V. 1999. Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Cuvillier, Göttingen.

Taberlet, P. et al. 2012. Genetic diversity in widespread species is not congruent with species richness in alpine plant communities. Ecology Letters **15**:1439–1448.

Tartaro, P., and S. Kunz. 2008. Bestand und Bedeutung von Alleen und Alleenlandschaften in der Schweiz. Stiftung Landschaftsschutz Schweiz.

TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: ecological and economic foundations.

TEEB. 2011. TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in urban managment.

Teiber-Siessegger, P. 2010a. Seeuferbewertung Zugersee 2009.

Teiber-Siessegger, P. 2010b. Seeuferbewertung Ägerisee 2009.

Thiel-Egenter, C. et al. 2011. Break zones in the distributions of alleles and species in alpine plants. Journal of Biogeography **38**:772–782.

Thienemann. 1924. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. Archiv für Hydrobiologie **14**:151–190.

Thies, C., and T. Tscharntke. 1999. Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. Science **285**:893–895.

Thies, C., and T. Tscharntke. 2010. Dienstleistungsbereich Versorgung: Die Rolle der Biodiversität für die Produktion von Nahrungsmitteln und biologischen Rohstoffen. in V. Wolters and S. Hotes, editors. Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. oekom, München.

Thomas, C. D. et al. 2004. Extinction risk from climate change. Nature **427**:145–8.

Thomas, C. D. 2005. What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes? Conservation Biology **4**:324–327.

Thomas, J. a, N. a Bourn, R. T. Clarke, K. E. Stewart, D. J. Simcox, G. S. Pearman, R. Curtis, and B. Goodger. 2001. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. Proc. R. Soc. Lond. B **268**:1791–1796.

Tilman, D., and J. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature **367**:363–365.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature **371**:65–66.

Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke, and C. Lehman. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. Science **294**:843–845.

Tockner, K., A. Paetzold, U. Karaus, C. Claret, and J. Zettel. 2006. Ecology of braided rivers. SP36 - Braided Rivers. Wiley-Blackwell.

Tockner, K., and J. A. Stanford. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation **29**:308–330.

Traill, L., C. Bradshaw, and B. Brook. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. Biological Conservation **139**:159–166.

Traill, L. W., B. W. Brook, R. R. Frankham, and C. J. a. Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. Biological Conservation **143**:28–34.

Triantis, K. a., and S. Sfenthourakis. 2012. Island biogeography is not a single-variable discipline: the small island effect debate. Diversity and Distributions **18**:92–96.

Trumper, K., M. Bertzky, B. Dickson, G. van der Heijden, M. Jenkins, and P. Manning. 2009. THE NATURAL FIX? The Role of Ecosystems in Climate Mitigation. A UNEP rapid response assessment. Cambridge, UK.

Tscharntke, T. et al. 2010a. Landschaftsmanagement für eine nachhaltige biologische Schädlingsbekämpfung. in V. Wolters and S. Hotes, editors. Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. oekom, München.

Tscharntke, T., C. Dormann, A. Holzschuh, A. M. Klein, and C. Thies. 2010b. Bedeutung und Management der Bestäubung in Kulturlandschaften. in V. Wolters and S. Hotes, editors. Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. oekom, München.

Tscharntke, T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan-dewenter, and C. Thies. 2002a. Biodiversität und Pflanze-Insekt-Interaktionen in Kulturlandschaften. Pages 171–183.

Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. Ecology Letters **8**:857–874.

Tscharntke, T., I. Steffan-Dewenter, A. Kruess, and C. Thies. 2002b. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. Ecological Applications **12**:354–363.

Turner, W., and E. Tjørve. 2005. Scale- dependence in species- area relationships. Ecography **28**:721–730.

Tzoulas, K., K. Korpela, S. Venn, V. Yli-Pelkonen, A. Kaźmierczak, J. Niemela, and P. James. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. Landscape and Urban Planning **81**:167–178.

Umweltbundesamt. 2010. Umsetzung der Verordnung (EG) 1107/2009 und der Richtlinie 128/2009/EG in Deutschland: Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt auf Agrarflächen vor den Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Kurzfassung.

Vandewalle, M. et al. 2010. Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services. The RUBICODE project — Rationalising Biodiversity Conservation in Dynamic Ecosystems. Funded under the European Commission Sixth Framework Programme (Contract Number: 036890).

Vergnes, A., I. Le Viol, and P. Clergeau. 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. Biological Conservation **145**:171–178.

Vestergaard, O., and K. Sand-Jensen. 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **57**:2022–2031.

Vinson, M. R., and C. P. Hawkins. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales. Annual review of entomology **43**:271–93.

Vittoz, P., D. Cherix, Y. Gonseth, V. Lubini, R. Maggini, N. Zbinden, and S. Zumbach. 2013. Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. Journal for Nature Conservation **21**:154–162.

Volkart, G. 2008. Trockenwiesen und -weiden: Bewässerung. Umwelt-Vollzug **0813**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Volkart, G. 2011. Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Schutzgebiete in der Schweiz. Quantität - Qualität - Überlappungen - Defizite. Hotspot **24**.

Volkart, G., P. Grosvernier, L. Bonnard, A. Borgula, and P. Stäubli. 2012. Entwurf: Nährstoffpufferzonen um nationale Biotope NHG in der Schweiz - Standortbestimmung und Handlungsbedarf. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt.

Vonlanthen, P. 2011. Nase ist nicht gleich Nase. EAWAG Jahresbericht 2011:38.

Vonlanthen, P., D. Bittner, a G. Hudson, K. a Young, R. Müller, B. Lundsgaard-Hansen, D. Roy, S. Di Piazza, C. R. Largiader, and O. Seehausen. 2012. Eutrophication causes speciation reversal in whitefish adaptive radiations. Nature **482**:357–62.

Van der Wal, R. et al. 2011. Mountains, Moorlands and Heaths. Pages 105–160 UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.

Waldner, R. 2005. TWW - Biotop und Kulturgut. Trockenwiesenpost. Informationsbulletin des Projektes "Trockenwiesen und -weiden der Schweiz" **1**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Walter, T. et al. 2013. Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft - Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe **18**. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Walter, T., A. Grünig, and W. Schmid. 2006. Qualitätskriterien für extensiv genutzte Weiden und Waldweiden auf der Basis von Flora, Fauna und Strukturen als Grundlage für die Revision der Ökoqualitätsverordnung vom 1 . Mai 2001. Schlussbericht. Agroscop, Reckenholz-Tänikon; PÖL, Schinznach-Dorf.

Walter, T., A. Grünig, B. Schüpbach, W. Schmid, A. de Vliegher, and L. Carlier. 2007. Indicators to predict biodiversity quality of low intensity grazing areas in Switzerland. Pages 271–274 Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007. Belgian Society for Grassland and Forage Crops.

Walter, T., G. Klaus, and et al. 2010. Landwirtschaft. Pages 64–122 Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt.

Walther, A. 2002. Comparison of groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River. ETH Zürich.

Walz, N., W. Ostendorp, and R. Brüggemann. 2003. Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie **15**:1–8.

Wantzen, K. M., K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. Toth, and P. Fischer. 2009. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. Hydrobiologia **613**:1–4.

Ward, J., G. Bretschko, and M. Brunke. 1998. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. Freshwater Biology **40**:531–569.

Weber, C., E. Schager, and A. Peter. 2009. Habitat Diversity and fish assemblage structure in local river widenings: a case study on a Swiss river. River Research and Applications **25**:687–701.

Weber, M. 2006. Erfassung, Bewertung und strukturelle Typisierung naturnaher Quellen im Schweizer Alpenraum. Diplomarbeit. Fachhochschule Eberswalde. Fachbereich 2: Landschaftsnutzung und Naturschutz.

Weber, M., and A. Schild. 2007. Stand der Bewässerung in der Schweiz Bericht zur Umfrage 2006. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Wegge, P., and J. Rolstad. 1986. Size and Spacing of Capercaillie Leks in Relation to Social-Behavior and Habitat. Behavioral Ecology and Sociobiology **19**:401–408.

Weggler, M. 2005. Entwicklung der Brutvogelbestände 1976 – 2003 in den Reservaten der Ala – Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz. Der Ornithologische Beobachter **102**:205–227.

Weggler, M. 2010. Beurteilung der Lebensraumqualität von Kulturland- , Wald- und Siedlungsflächen für Brutvögel und ihre Veränderung zwischen 1988 und 2008 im Kanton Zürich. Orniplan AG, Zürich; im Auftrag von ZVS/BirdLife Zürich mit Unterstützung der Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich.

Weggler, M., D. Marques, Y. Schwarzenbach, and M. Widmer. 2011. Wirkung von Uferschutzzonen am Greifensee auf das Brutverhalten des Haubentauchers Podiceps cristatus, den Bestand von Brutvögeln des Röhrichts und überwinternde Wasservögel. Der Ornithologische Beobachter **108**:55–70.

Weisskopf et al. 1988. Die Verdichtungsgefährdung schweizerischer Ackerböden. Bericht 20 des Nationalen Forschungsprogramms „Nutzung des Bodens in der Schweiz".

Welborn, G. A., D. K. Skelly, and E. E. Werner. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. Annual Review of Ecological Systematics **27**:337–363.

Welten, M., and R. Sutter. 1982. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Birkäuser, Basel.

Werner, A., R. Roth, P. Zander, A. Meyer-Aurich, and A. Jarfe. 2006. Scientific background for a nature conserving agriculture. Pages 529–572 in M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt, and A. Werner, editors. Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

Werner, S., M. Mortl, H.-G. Bauer, and K.-O. Rothhaupt. 2005. Strong impact of wintering waterbirds on zebra mussel (Dreissena polymorpha) populations at Lake Constance, Germany. Freshwater Biology **50**:1412–1426.

Werth, S., M. Alp, T. Karpati, W. Gostner, C. Scheidegger, and A. Peter. 2012. Biodiversität in Fliessgewässern. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Merkblatt **2**. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Werth, S., D. Weibel, M. Alp, J. Junker, T. Karpati, A. Peter, and C. Scheidegger. 2011. Lebensraumverbund Fliessgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. Wasser Energie Luft **3**:224–234.

Wettstein, W., and B. Schmid. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. Journal of Applied Ecology **36**:363–373.

Weyermann, I. 2007. Konzept zur in-situ-Erhaltung von Futterpflanzen. Schweizerische Kommission zur Erhaltung der Kulturpflanzen (SKEK).

Weyermann, I., D. Kampmann, M. Peter, F. Herzog, and A. Lüscher. 2006. Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. Agrarforschung **13**:156–161.

Wheeler, B. D., D. J. G. Gowing, S. C. Shaw, J. O. Mountford, and R. P. Money. 2004. Ecohydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities. Final Report. Environment Agency (Anglian Region).

White, E. V, and B. Gatersleben. 2011. Greenery on residential buildings: Does it affect preferences and perceptions of beauty? Journal of Environmental Psychology **31**.

Whittaker, R. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. Ecological Monographs **30**:279–338.

Whittingham, M. J. 2006. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? Journal of Applied Ecology **44**:1–5.

Wiktander, U., O. Olsson, and S. G. Nilsson. 2001. Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (Dendrocopos minor) in southern Sweden. Biological Conservation **100**:387–395.

Wildermuth, H., and D. Kuery. 2013. Biodiversität – Lebensräume für Libellen (Odonata). Zusammenstellung der Ansprüche von Libellen an ihre aquatischen Lebensräume (Entwicklungsgewässer) zu Handen des Forum Biodiversität Schweiz. Schweizerische Arbeitgemeinschaft für Libellenschutz.

Willi, Y., J. Van Buskirk, and A. a. Hoffmann. 2006. Limits to the Adaptive Potential of Small Populations. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **37**:433–458.

Wilson, J. 1994. The intermediate disturbance hypothesis of species coexistence is based on patch dynamics. New Zealand Journal of Ecology **18**:176–181.

Wilson, J. B., R. K. Peet, J. Dengler, and M. Pärtel. 2012. Plant species richness: the world records. Journal of Vegetation Science **23**:796–802.

Winqvist, C. et al. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. Journal of Applied Ecology **48**:570–579.

With, K. A., D. M. Pavuk, J. L. Worchuck, R. K. Oates, and J. L. Fisher. 2002. Threshold Effects of Landscape Structure on Biological Control in Agroecosystems. Ecological Applications **12**:52–65.

Wohlgemuth, T., M. P. Nobis, F. Kienast, and M. Plattner. 2008. Modelling vascular plant diversity at the landscape scale using systematic samples. Journal of Biogeography **35**:1226–1240.

Wolters, V., J. Bengtsson, and A. Zaitsev. 2006. Relationship among the species richness of different taxa. Ecology **87**:1886–1895.

Woolsey, S. et al. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. EAWAG, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.

Woolsey, S. et al. 2007. A strategy to assess river restoration success. Freshwater Biology **52**:752–769.

WSL (ed). 2012. ENHANCE. Enhancing ecosystem connectivity through intervention – benefits for nature and society? Final Report. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf.

Yannarell, A. C., and E. W. Triplett. 2004. Within- and between-Lake Variability in the Composition of Bacterioplankton Communities: Investigations Using Multiple Spatial Scales. Applied and environmental microbiology **70**:214–223.

Zabransky, P. 2004. 3.2 Naturschutz durch Unterlassung - Seltene Käfer in „ungepflegten" Bäumen. Jahrbuch der Baumpflege 2004:159–170.

Zaugg, C., J.-C. Pedroli, B. Zaugg, and C. Calvino. 1999. Schutzkonzept des Aprons (Zingel asper): Bestandesaufnahme im Doubs. Vollzug Umwelt, Mitteilungen zur Fischerei Nr. **64**. BUWAL, Bern.

Zbinden, S., E. Delarue, and D. Hefti. 2005. Monitoring der Nase (Chondrostoma nasus) in der Schweiz 1995-2004. Populationen von nationaler Bedeutung. Mitteilungen zur Fischerei Nr. **82**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Zbinden, S., J.-D. Pilotto, and D. Valèrie. 2004. Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (Cottus gobio) in der Schweiz. Vollzug Umwelt, Mitteilungen zur Fischerei **77**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Zechmeister, H. 1994. Vegetation of European springs: High-rank syntaxa of the Montio-Cardaminetea. Journal of Vegetation Science **5**:385–402.

Zeh Weissmann, H., C. Könitzer, and A. Bertiller. 2009. Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand **0926**. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Zollhöfer, J. M. 1997. Quellen die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. Bristol-Schriftenreihe Band 6. Bristol-Stiftung, Zürich.

Zollhöfer, J. M. 1999. Spring biotopes in northern Switzerland: habitat heterogeneity, zoobenthic communities and colonization dynamics. Dissertation ETH 13209. ETH Zürich.

Zollinger, A., and S. Lussi. 2009. Vernetzung der Auen nationaler Bedeutung. Unveröffentlichter Praktikumsbericht. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Zollner, A., and H. Cronauer. 2003. Der Wasserhaushalt von Hochmooreinzugsgebieten in Abhängigkeit von ihrer Nutzung. LWF-Bericht Nr. 40 Hochwasserschutz im Wald:39–47. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.

Zurbuchen, A., L. Landert, J. Klaiber, A. Müller, S. Hein, and S. Dorn. 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. Biological Conservation **143**:669–676.

Zürichsee Landschaftsschutz. 2005. "ZüriSee - Uferleben - Leben am Ufer". Grundlagen, Folgerungen und Massnahmen zur nachhaltigen Aufwertung.

Zürichsee Landschaftsschutz. 2006. Synthesebericht Analyse und Schlussfolgerungen zum Projekt "Uferleben - Leben am Ufer."

Zwygart, D. 1983. Die Vogelwelt von Nieder- und Hochstammkulturen des Kantons Thurgau. Ornithologischer Beobachter **80**:89–104.

10 Anhang

10.1 Sicherheit der ExpertInnen bei Ihrer Einschätzung

Tabelle 84: Anteil der ExpertInnen [%], die sich bei der Einschätzung des qualitativen oder quantitativen Zustandes sowie des quantitativen Bedarfes verschiedener Lebensräume „sicher" oder „eher sicher" waren. n = Anzahl der ExpertInnen, die die Fragen mit „sicher", „eher sicher", „eher unsicher" oder „unsicher" beantworteten. ExpertInnen, die die Fragen mit „weiss nicht" beantworteten sind nicht berücksichtigt.

Sicherheit der ExpertInnen bei ihrer Einschätzung auf Ebene der Schweiz: Anteil [%] "sicher" oder "eher sicher"	**Qualitativer Zustand**	**n**	**Quantitativer Zustand**	**Quantitativer Bedarf**	**n**
Flachwasserzonen mit typischer Lebensgemeinschaft	81	21	77	71	20
Stillwasserröhricht	75	20	74	67	22
Kleingewässer (10 - 5'000 m^2)	n.a.	-	91	86	21
Kleinstgewässer (<10 m^2)	n.a.	-	100	88	7
Grundwasserleiter	100	4	75	50	4
Quellen	82	10	91	91	10
natürlich/naturnahe* Fliessgewässerabschnitte	n.a.	-	100	96	26
Fliessgewässer-Auen (unterhalb 1'800 m.ü.M)	97	32	97	81	26
Alpine Auen	73	30	88	87	19
Flachmoore	86	35	100	77	30
Feuchtwiesen	88	17	100	82	16
Hochmoore und Übergangsmoore	100	23	100	70	23
Artenreiche Fettwiesen- und Weiden	94	17	94	88	16
Trockenwiesen und -weiden	89	52	98	75	30
Gebirgs-Magerrasen	100	19	95	75	11
Wald (gesamt)	92	39	n.a.	n.a.	-
Lichte Wälder	n.a.	-	94	88	34
Wälder mit ganzem Lebenszyklus	n.a.	-	94	84	32
Altholzinseln	n.a.	-	91	61	33
qualitativ gute Waldränder	n.a.	-	88	94	31
Ackerbaugebiet	91	11	n.a.	n.a.	-
mit low-input Methoden bewirtschaftete Ackerbaufläche	n.a.	-	100	100	8
Ökologische Ausgleichsflächen auf der Ackerbaufläche	k.D.	-	100	88	8
Strukturen u. linearen Elementen in der Kulturlandschaft		25	n.a.	n.a.	-
Strukturen	n.a.	-	100	91	22
lineare terrestrische Elemente	n.a.	-	100	74	22
natürlich/naturnahe[a)] Fliessgewässer und Ufer	n.a.	-	91	77	22
Ruderalstandorte	93	15	88	67	13
Grünflächen im Stadtgebiet	95	21	k.D	47	19
Einzelbäume oder andere Gehölze	n.a.	-	k.D		15
kleine Ruderalflächen	n.a.	-	k.D	21	14
weitere unversiegelte Kleinflächen	n.a.	-	k.D		15

n.a.: nicht anwendbar; k.D. keine Daten

10.2 Kategorien für die Einstufung der Regenerierbarkeit

Die Kategorien sowie die Einstufung der Regenerierbarkeit sind der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands entnommen (Riecken et al. 2006). *„Unter Regenerierbarkeit wird sowohl das biotopeigene Potenzial zur (selbstständigen) Regeneration nach Beendigung negativer Beeinträchtigungen als auch die Möglichkeit einer Wiederentwicklung durch gestaltendes Eigreifen des Menschen im Zuge von Massnahmen zur Regeneration oder Neuentwicklung von Biotopen verstanden.*" Ähnliche Kategorien, aber eine leicht abweichende Einstufungen finden sich in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (Essel et al. 2008). Gemäss dieser ist die Regenerationsfähigkeit in starkem Maß auch von regionalen und lokalen Gegebenheiten abhängig. Eine solche Anpassung erfolgte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht. Die Angaben sind deshalb als generelle Richtwerte zu verstehen.

Tabelle 85: Kategorien für die Einstufung der Regenerierbarkeit in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Riecken et al. 2006).

Regenerierbarkeit in der dt. RL (RL Österreich)		**Zeitbedarf für Regeneration**
N (I)	nicht regenerierbar	In historischen Zeiträumen nicht möglich, weil • extrem lange Entwicklungszeiten • Standortbedingungen können nicht neugeschaffen werden • weitgehend isolierte Bestände mit vom Aussterben bedrohten biotoptypischen Arten
K (II)	kaum regenerierbar	>150 Jahre, aufgrund der geringen Zahl und hohen Isolation der Bestände nur unvollständige Regeneration zu erwarten
S (III)	schwer regenerierbar	15-150 Jahre, für die Wiederbesiedlung durch bestimmte typische Organismen sind teilweise längere Zeiträume notwendig
B (IV)	bedingt regenerierbar	bis ca. 15 Jahre, für die Wiederbesiedlung durch bestimmte typische Organismen sind teilweise längere Zeiträume notwendig
X (-)	keine Einstufung sinnvoll	Beurteilung für Lebensraum nicht sinnvoll

10.3 Ausschnitt des Fragebogens

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Deutsch / Français

***1. In welcher Sprache möchten Sie die Umfrage durchführen?**
Dans quelle langue voulez-vous répondre aux questions?

- Français
- Deutsch

Egregi esperti, gentili esperte,
Ci scusiamo di non poter mandarLe una versione italiana del nostro questionario per l'estimo delle superfici necessarie per la salvaguardia della biodiversità e i servizi ecosistemici in Svizzera. Saremo lieti, se nonostante contribuisce al nostro progetto con le Sue conoscenze e La ringraziamo tanto per la Sua comprensione. Siamo a disposizione per ulteriori domande.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Einleitung

Bitte lesen Sie die Einleitung und das Vorgehen sorgfältig durch. Es handelt sich um wichtige Fragen und einen anspruchsvollen Fragebogen.

Das Forum Biodiversität Schweiz schätzt im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt den Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen in der Schweiz. Im Zentrum steht dabei das Oberziel der Strategie Biodiversität Schweiz: **„Die Biodiversität ist reichhaltig und gegenüber Veränderungen reaktionsfähig. Die Biodiversität und ihre Ökosystemleistungen sind langfristig erhalten".**

Der resultierende Bericht soll als eine der **Grundlage für die Erarbeitung des Aktionsplanes** zur Umsetzung der Strategie Biodiversität Schweiz dienen. Die Studie basiert einerseits auf einer Literaturrecherche, andererseits auf ExpertInnenbefragungen. Im Folgenden befragen wir Sie v.a. zu Themen, für die in der Literatur wenig Information vorhanden ist. Mit Ihrer Teilnahme tragen Sie massgeblich dazu bei, die Schätzung des Flächenbedarfs für die Biodiversität in der Schweiz auf möglichst fundierte Grundlagen abzustützen und die nötigen Massnahmen für deren Erhaltung einzuleiten.

Sie werden nach Ihrer Einschätzung zu folgenden Bereichen gefragt:

- Wie schätzen Sie den aktuellen qualitativen Zustand bestimmter Lebensräume in der Schweiz ein?
- Genügt die vorhandene Fläche (oder Dichte) bestimmter Lebensräume in der Schweiz für die langfristige Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen?
- Wie viel mehr Fläche sollte, oder wie viel weniger Fläche darf es sein?
- Wie gross sollten Einzelflächen eines Lebensraumes mindestens sein?
- In welchen Biogeographischen Regionen besteht der grösste Handlungsbedarf?

Nicht Gegenstand dieses Fragebogens ist, mit welchen Massnahmen Lebensräume und Ihre Arten erhalten werden können. Es wird deshalb nicht gefragt, ob die Fläche bestehender Schutzgebiete genügt oder welcher Anteil eines Lebensraumes unter Schutz gestellt werden sollte.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Vorgehen

Wir werden Sie im Folgenden zu einer Auswahl verschiedener Lebensräume befragen. Pro Lebensraum benötigt die Umfrage ca. 15-20 Min. Zeit. Welche und wie viele Lebensräume Sie – je nach Ihrem Kenntnisstand – bearbeiten, steht Ihnen frei. Beginnen Sie aber bitte mit denjenigen Lebensräumen, für die Sie die besten Kenntnisse aufweisen.

Bei den meisten Fragen (gekennzeichnet mit *) genügt es eine Zeile zu beantworten, um die Umfrage fortsetzen zu können. Die Antworten werden jeweils zwischengespeichert, wenn Sie auf "Weiter" oder "Zurück" am Seitenende klicken. Sie können die Umfrage jederzeit unterbrechen (Fenster schliessen) und zu einem späteren Zeitpunkt fortsetzen, ohne dass Ihre Antworten verloren gehen. Sobald Sie am Ende des Fragebogens auf "Fertig" klicken, können Sie nicht mehr auf den Fragebogen zugreifen.

Bitte halten Sie sich bei der Beantwortung der Fragen an das erwähnte Oberziel der Strategie Biodiversität Schweiz. Darunter verstehen wir:

- das **langfristige Überleben** aller natürlichen wie auch anthropogen geprägter Lebensräume, Arten und der genetischen Vielfalt in ihrem potentiellen Verbreitungsgebiet ist sichergestellt
- **lebensraumtypische Prozesse** können ablaufen
- das **gemeinsame Existieren und Interagieren** der Arten einer Lebensgemeinschaft ist möglich
- das **Potenzial, Ökosystemleistungen zu erbringen**, bleibt erhalten

Bitte berücksichtigen Sie bei der Beantwortung der Fragen nicht, ob etwas technisch oder gesellschaftlich machbar ist; es geht hier um die Schätzung des Flächenbedarfs aus biologischer/ökologischer Sicht. Wir sind uns bewusst, dass einige der Fragen komplex und schwierig zu beantworten sind. Aus Gründen der Transparenz erachten wir es deshalb als wichtig die Unsicherheiten in den Antworten zu erfassen. Dies heisst keinesfalls, dass wir an Ihrem Expertenwissen zweifeln.

Am Ende der Umfrage haben Sie die Möglichkeit uns mitzuteilen, ob wir Sie im Anhang des Schlussberichtes als UmfrageteilnehmerIn erwähnen dürfen. Ihre Antworten werden nicht zusammen mit Ihrem Namen präsentiert werden; je nach Ausgang der Befragung werden wir uns aber erlauben, Nachfragen zu stellen.

Falls Sie Fragen, Bemerkungen oder Inputs zur Umfrage oder zum Projekt haben, wenden Sie sich bitte an:
jodok.guntern@scnat.ch, 031 631 39 26

Bitte füllen Sie den Fragebogen bis zum 09.12.2012 aus.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Übersicht Lebensräume: Expertenstatus und Auswahl

Untenstehend können Sie Ihren Expertenstatus bezüglich der Lebensräume angeben. Sie müssen nicht zu jedem Lebensraum eine Angabe machen.

Falls Sie ein Artenspezialist sind oder sich hauptsächlich mit Ökosystemleistungen auskennen, wählen Sie die entsprechend relevanten Lebensräume. Sie haben bei den Fragen zu den Lebensräumen die Möglichkeit anzugeben, ob Sie bei der Beantwortung Arten, Ökosystemleistungen oder den Gesamtlebensraum berücksichtigen.

*2. Wie schätzen Sie Ihre Kompetenz für die folgenden Lebensräume ein?
(0 = keine ExpertInnen-Kenntnisse; 1 = gute Kenntnisse bis 4 = hervorragende Kenntnisse)

	0	1	2	3	4
Stehende Gewässer und Uferzonen	○	○	○	○	○
Auen und Fliessgewässer	○	○	○	○	○
Quellen und Kleinstgewässer (<10m2)	○	○	○	○	○
Grundwasser	○	○	○	○	○
Flachmoore	○	○	○	○	○
Feuchtwiesen	○	○	○	○	○
Hochmoore und Übergangsmoore	○	○	○	○	○
Trockenwiesen und -weiden	○	○	○	○	○
Gebirgs-Magerrasen	○	○	○	○	○
Artenreiche Fettwiesen- und Weiden	○	○	○	○	○
Wälder	○	○	○	○	○
Ruderalstandorte	○	○	○	○	○
Äcker	○	○	○	○	○
Strukturen und lineare Elemente in der Kulturlandschaft	○	○	○	○	○
Grünflächen im Stadtgebiet	○	○	○	○	○

3. Ich fühle mich weder für bestimmte Arten, Lebensräume noch für Ökosystemleistungen als Experte/in

○ und möchte den Fragebogen beenden

Definition der Lebensräume

Um die behandelten Lebensräume in möglichst kompakter Form zu beschreiben, haben wir drei Quellen beigezogen: die Definitionen aus dem Buch „Lebensräume der Schweiz“ (Delarze & Gonseth, 2008), die Kurzbeschreibungen der Biotoptypen aus der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands“ (Riecken, Finck, Raths, Schröder, & Ssymank, 2006) und die Beschreibung der EUNIS Habitat-Typen beigezogen. Im Zweifelsfall sind die Definitionen von Delarze & Gonseth (2008) ausschlaggebend. Wo möglich sind auch deren Lebensraum-Codes angegeben.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Auswahl des Lebensraumes

Beachten Sie bitte bei der Beanwortung der Fragen, dass wir nach dem Bedarf für einen bestimmten Lebensraum fragen und nicht, ob davon schon genügend geschützt ist oder wieviel geschützt werden soll.

***4. Zu welchem Lebensraum möchten Sie die Fragen beantworten?**
Beginnen Sie bitte mit demjenigen Lebensraum, für den Sie die besten Kenntnisse aufweisen.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Flachmoore - Definition

Flachmoore (2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 5.3.7)
Von Grund-, Hang- oder Quellwasser geprägte, dauerhaft nasse, in den meisten Fällen torfbildende Standorte. Die Vegetation besteht hauptsächlich aus Sauergräsern (2.2.1, 2.2.2, 2.2.3), teilweise finden sich einzelne Gebüschgruppen (5.3.7). Sie sind häufig kleinflächig ausgebildet.

Übergangsmoore (2.2.4) werden bei den Hochmooren behandelt. Stillwasser-Röhrichte (2.1.2.1) werden bei den Stehenden Gewässern und Uferzonen behandelt.

*81. Beziehen Sie sich bei der Beantwortung der folgenden Fragen hauptsächlich auf:

- Gesamtlebensraum (inklusiv der typischen Lebensgemeinschaft, Arten, Prozesse und Ökosystemleistungen)
- nur Arten, Organismengruppen oder Gilden
- nur Ökosystemleistungen
- Weitere Aspekte

Flachmoore - Spezifischere Angaben

82. Welche Organismengruppen, Arten oder Gilden werden Sie bei der Beantwortung der folgenden Fragen berücksichtigen?

- [ ] Pilze
- [ ] Algen
- [ ] Flechten
- [ ] Moose
- [ ] Gefässpflanzen
- [ ] Vögel
- [ ] Säugetiere
- [ ] Insekten
- [ ] Reptilien
- [ ] Amphibien
- [ ] Fische
- [ ] Krebse
- [ ] Weichtiere
- [ ] Bitte konkretisieren oder ergänzen Sie Ihre Angabe, falls sie die Fragen bezüglich einzelner Arten, bestimmter Untergruppen oder Gilden beantworten werden

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

83. Welche Ökosystemleistungen werden Sie bei der Beantwortung der folgenden Fragen berücksichtigen?

- [ ] Bereitstellung von Nahrungsmitteln
- [ ] Bereitstellung von Rohmaterialien und Energie
- [ ] Bereitstellung von Genetischen Ressourcen und Biochemischen Wirkstoffen
- [ ] Angebot an Trink- und Brauchwasser
- [ ] Luftreinigung
- [ ] Klimaregulierung
- [ ] Fruchtbare Böden
- [ ] Abbau und Speicherung von Reststoffen (z.B. Wasserreinigung)
- [ ] Bestäubung
- [ ] Schädlingsbekämpfung
- [ ] Schutz vor Naturgefahren
- [ ] Identifikationsermöglichung und Inspiration
- [ ] Erholungsleistungen
- [ ] Erhaltung von Kreisläufen (Nährstoffe, Wasser,...)
- [ ] Bitte konkretisieren oder ergänzen Sie Ihre Angabe, falls notwendig

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Flachmoore - Qualität

Die folgenden Fragen beziehen sich auf alle Flachmoore der Schweiz und nicht nur auf die Objekte im Bundesinventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung.
Sie müssen mindestens eine Zeile beantworten, um fortfahren zu können.

*84. Wie schätzen Sie gesamthaft den heutigen qualitativen Zustand der Flachmoore in der Schweiz und den Biogeographischen Regionen ein?

	schlecht	eher schlecht	gerade genügend	eher gut	gut	weiss nicht
Schweiz	○	○	○	○	○	○
Jura	○	○	○	○	○	○
Mittelland	○	○	○	○	○	○
Alpennordflanke	○	○	○	○	○	○
West. Zentralalpen	○	○	○	○	○	○
Öst. Zentralalpen	○	○	○	○	○	○
Alpensüdflanke	○	○	○	○	○	○

*85. Wie sicher sind Sie sich in Ihrer Einschätzung?

sicher	eher sicher	eher unsicher	unsicher	weiss nicht/k.A.*
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○
○	○	○	○	○

* Wählen Sie bitte "k.A." (= keine Aussage), wenn Sie in der linksstehenden Frage "weiss nicht" angekreuzt haben.

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Flachmoore - Flächenbedarf

***86. Wie schätzen Sie die heutige Fläche der Flachmoore in der Schweiz und den Biogeographischen Regionen ein?**

	Die Fläche ist	Wie sicher sind Sie?	Wieviel sollte die Fläche zunehmen bzw. wieviel darf sie abnehmen?	Wie sicher sind Sie?
Schweiz				
Jura				
Mittelland				
Alpennordflanke				
West. Zentralalpen				
Öst. Zentralalpen				
Alpensüdflanke				

Flachmoore - Grösse von Einzelflächen

***87. Schätzen Sie die minimale Grösse eines einzelnen Flachmoores in Hektaren, so dass die typische Lebensgemeinschaft mit hoher Wahrscheinlichkeit auftritt (Angabe von Einzelwerten, Wertebereichen oder "weiss nicht" möglich)**

wenn die Fläche funktionell vernetzt ist

wenn die Fläche isoliert ist

88. Haben Sie Bemerkungen zu Ihren Antworten?

***89. Wie sicher sind sie sich in Ihrer Einschätzung?**

- sicher
- eher sicher
- eher unsicher
- unsicher
- weiss nicht / keine Aussage

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Flachmoore - Handlungsbedarf

***90. Falls ein Handlungsbedarf bezüglich der Flächengrösse der Flachmoore besteht, wo schätzen Sie diesen am grössten ein (Mehrere Antworten möglich)?**

- ☐ kein Handlungsbedarf
- ☐ Jura
- ☐ Mittelland
- ☐ Alpennordflanke
- ☐ West. Zentralalpen
- ☐ Öst. Zentralalpen
- ☐ Alpensüdflanke
- ☐ ähn in der ganzen Schweiz

***91. Wie sicher sind sie sich in Ihrer Einschätzung?**

- ○ sicher
- ○ eher sicher
- ○ eher unsicher
- ○ unsicher
- ○ weiss nicht / keine Aussage

***92. Falls ein Handlungsbedarf bezüglich der Lebensraumqualität der Flachmoore besteht, wo schätzen Sie diesen am grössten ein (Mehrere Antworten möglich)?**

- ☐ kein Handlungsbedarf
- ☐ Jura
- ☐ Mittelland
- ☐ Alpennordflanke
- ☐ West. Zentralalpen
- ☐ Öst. Zentralalpen
- ☐ Alpensüdflanke
- ☐ ähn in der ganzen Schweiz

***93. Wie sicher sind sie sich in Ihrer Einschätzung?**

- ○ sicher
- ○ eher sicher
- ○ eher unsicher
- ○ unsicher
- ○ weiss nicht / keine Aussage

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Flachmoore - allgemeine Bemerkungen

94. Haben Sie Bemerkungen zu diesem Lebensraum?

Vielen Dank – Sie sind am Ende der Fragen zu diesem Lebensraum angelangt.

Wir freuen uns, wenn Sie weitere Lebensräume bearbeiten und somit zu guten Grundlagen für die Erarbeitung des Aktionsplanes beitragen. Sie helfen uns damit besser abgestützte Ergebnisse zu erhalten.

95. Wollen Sie für einen weiteren Lebensraum ähnliche Fragen beantworten?

96. oder den Fragebogen beenden?

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Gesamtbedarf in der Schweiz

Bevor Sie den Fragebogen ganz abschliessen haben wir eine letzte, generelle Frage, die sich auf die gesamte Biodiversität und nicht nur auf die von Ihnen bearbeiteten Lebensräume bezieht.

*264. Welcher Flächen-Anteil der Schweiz und der Biogeographischen Regionen ist gemäss Ihrer Einschätzung für die Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen notwendig?

Auf dieser Fläche sollte die Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen Vorrang haben. Die Fläche kann aber zusätzlich auch anderweitig genutzt werden, falls dies mit der Erhaltung/Förderung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen vereinbar ist.

	weniger als 10%	11-20%	21-40%	41-60%	61-80%	81-100%	weiss nicht
Schweiz	○	○	○	○	○	○	○
Jura	○	○	○	○	○	○	○
Mittelland	○	○	○	○	○	○	○
Alpennordflanke	○	○	○	○	○	○	○
West. Zentralalpen	○	○	○	○	○	○	○
Öst. Zentralalpen	○	○	○	○	○	○	○
Alpensüdflanke	○	○	○	○	○	○	○

*265. Wie sicher sind sie sich in Ihrer Einschätzung?

○ sicher ○ eher sicher ○ eher unsicher ○ unsicher ○ weiss nicht / keine Aussage

Flächenbedarf der Biodiversität und von Ökosystemleistungen /

Abschluss des Fragebogens

Vielen Dank für die Teilnahme an der ExpertInnen-Befragung und für Ihren Beitrag zur Schätzung des Flächenbedarfs für die Erhaltung der Biodiversität und von Ökosystemleistungen in der Schweiz.

266. Haben Sie Bemerkungen zum Fragebogen oder dem Projekt?

*267. Dürfen wir Sie im Anhang vom Projektbericht namentlich als TeilnehmerIn der Umfrage erwähnen?

- ja
- nein

Sie werden über die Ergebnisse der Umfrage nach Abschluss des Projektes (erste Hälfte 2013) informiert.

Eine ausführlichere Beschreibung des Projektes finden Sie im Artikel „Wie viel Fläche braucht die Schweizer Biodiversität?“ auf Seite 22 in HOTSPOT 25/2012.

Falls Sie weitere Fragen oder Bemerkungen zur Umfrage oder zum Projekt haben, wenden Sie sich bitte an:
jodok.guntern@scnat.ch, 031 631 39 26